

VESIHALLITUKSEN MONISTESARJA

1982:142

V E S I P Ä I V Ä

19.10.1982

Kuopion korkeakoulussa

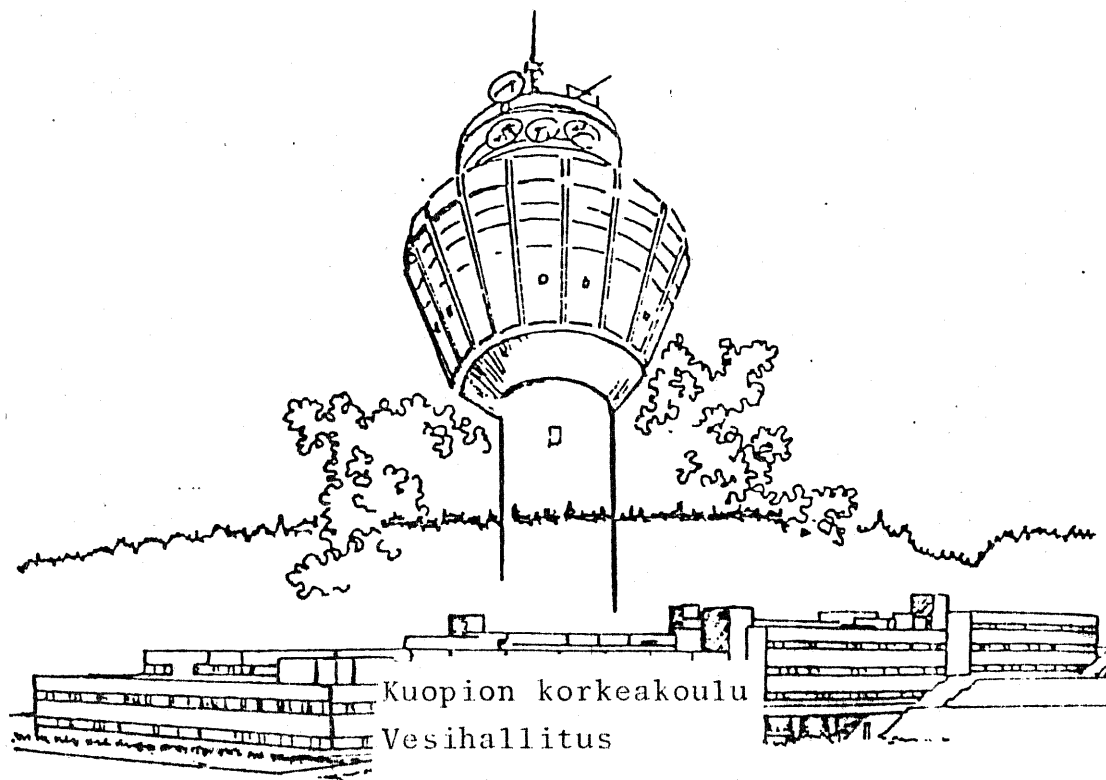
V E S I H A L L I T U K S E N M O N I S T E S A R J A

1982:142

V E S I P Ä I V Ä

19.10.1982

Kuopion korkeakoulussa



Kuopion korkeakoulu
Vesihallitus

Helsinki 1982

VESIPÄIVÄ

19.10.1982

Kuopion korkeakoulu

OHJELMA

- Klo 8.25- 8.30 Tervehdyssanat
Rehtori Osmo Hänninen, Kuopion korkeakoulu
- 8.30- 9.00 Avaus
Pääjohtaja Simo Jaatinen, Vesihallitus
TEEMA 1: Puunjalostusteollisuuden jätevesien anaerobinen käsittely
Pj. professori Pentti Kalliokoski, Kuopion korkeakoulu
- 9.00- 9.45 Anaerobisen puhdistustekniikan perusteet ja uusia tutkimustuloksia
Apulaisprofessori Raimo Määttä, Teknillinen korkeakoulu
- 9.45-10.00 Jätevesien käsittelyn tutkimus Tampereen teknillisessä korkeakoulussa
DI Pentti Rantala, Tampereen teknillinen korkeakoulu
- 10.00-10.15 Täyteaineettomat anaerobireaktorit
DI Hannu Wirola, Tampereen vesipiiri
- 10.15-10.30 Kuorimojäteveden anaerobipuhdistus leijukerrosreaktorilla
DI Vesa Ranta-Pere, Kymen vesipiiri
- 10.30-10.45 Sulfiittiselluloosateollisuuden jätevesien anaerobipuhdistus
Laboratoriopäällikkö Pekka Joutsenoja, Savon Sella Oy
- 10.45-11.00 Keskustelua
- 11.00-11.30 Anaerobisen leijukerrosreaktorin käyttö metsäteollisuuden jätevesien käsittelyssä
Tutkija Risto Hakulinen, Enso-Gutzeit (Enso-Fenox)
- 11.30-12.00 Yhteenveto ja keskustelua
Pentti Kalliokoski, Kuopion korkeakoulu
- 12.00-12.45 L o u n a s t a u k o
TEEMA 2: Ihmisen toiminnan vaikutus pohjaveteen
Pj. Vesipiirin johtaja Reijo Porttikivi, Kuopion vesipiiri
- 12.45-13.00 Pohjavesi ja sen geologinen ympäristö
FT Esko Mälkki, Kuopion vesipiiri
- 13.00-13.20 Soranoton ja kaatopaikkojen aiheuttama riski
Markku Rautavuoma, Suunnittelukeskus Oy
- 13.20-13.40 Typpiyhdisteiden esiintyminen pohjavedessä
Kemisti Annika Sipilä, Vesihallitus
- 13.40-13.55 Keskustelua
- 13.55-14.10 Turkistarhaus
Vanhempi insinööri Meeri Toivio, Kokkolan vesipiiri
- 14.10-14.40 Lannoitus- ja kasvinsuojeluaineiden käyttö
Agronomi Heikki Latostenmaa, Vesihallitus
- 14.40-14.50 Havaintoja jätevesisadetuksen vaikutuksesta
DI Marketta Virta, Helsingin vesipiiri
- 14.50-15.00 Havaintoja lietteiden levityksen vaikutuksista
Limnologi Marketta Ahtiainen, Pohjois-Karjalan vesipiiri
- 15.00-15.30 Yhteenveto ja keskustelua
Reijo Porttikivi, Kuopion vesipiiri
- 15.30-15.40 Päätössanat
Professori Arvo Laamanen, Kuopion korkeakoulu

Pääjohtaja Simo Jaatinen
Vesihallitus

AVAUS

Vesien ja vesivarojen tutkimuksella on maassamme aina ollut tärkeä asema. Tämä on luonnollista, koska vesien hyväksikäytöllä on meillä suuri kansantaloudellinen merkitys ja vesien suojelupyrkimykset usein vaikeasti toteutettavissa. Erityisen merkillepantavaa on vesiin kohdistuvan tutkimustoiminnan kiinteä yhteys käytännön toimintaan. Ongelmien lisääntyessä ja vaikeutuessa on tutkimus vastaavasti monipuolistunut ja syventynyt. Tämä kilpajuoksu jatkuu hellittämättömänä. Varauksetta voi sanoa, että kaikki käytännön tehtäviä hoitavat tänä päivänä toivovat tutkimukselle ja tutkijoille jatkuvasti uudistuvia voimia selvitä kierros kierrokselta voittajana kilvassa.

Vesivaroihin kohdistuva tutkimus on Suomessa kiistatta korkeatasoista. Osittain tämä varmasti johtuu moniin muihin maihin verrattuna poikkeuksellisen hyvästä havaintotoiminnasta. Meillä on keskeytymättä jatkuvia hydrologisia havaintoja yli sadan vuoden ajalta. Tämän vuosisadan alussa hydrologinen havaintotoiminta tarkkana ja hyvin valvottuna ulotettiin koko maahan. Esimerkkinä todettakoon, että hydrologiset rekisterit sisältävät tänä päivänä noin 30 000 vedenkorkeuden havaintoasemavuotta ja 11 000 virtaaman havaintoasemavuotta.

Vesilainsäädännön uusimisen myötä voitiin 1960-luvun alussa aloittaa järjestelmällinen ja monipuolinen veden laadun kemiallinen ja biologinen seuranta niin sisävesillä kuin rannikkomerellä. Tiedot on rekisteröity jatkuvaa käyttöä varten. Vedenlaaturekisteri sisältää mm. tiedot 450 000:sta, ympäristömyrkkyrekisteri 10 000:sta ja bio-rekisteri 3200:sta näytteestä.

Koko maata käsittävä pohjavettä koskeva havainnointi samoin kuin sadeveden laadun mittaus aloitettiin noin vuosikymmen sitten. Vaikka

näiden osalta havaintosarjojen toivoisi olevan pitempiä, antavat ne kuitenkin auttavan perustan yhä tärkeämmäksi muodostuneelle pohjavesien ja ilman epäpuhtauksista johtuvan happamoitumisen tutkimukselle.

Havaintotoiminnan ylläpito kuuluu luonnostaan valtion tutkimuslaitokselle. Vesihallituksen vesientutkimuslaitoksen työstä suuri osa kuluukin tähän kaikkea valtakunnassa suoritettavaa vesiin kohdistuvaa tutkimusta palvelemaan tehtävään. Tämä on otettava huomioon arvioitaessa vesihallinnon mahdollisuuksia varsinaisen tutkimustoiminnan suorittamiseen. Onhan vesihallituksen henkilökunnasta joka kolmas vesientutkimuslaitoksessa eli yhteensä 150 henkeä ja koko vesihallinnon henkilökunnastakin viidennes on tutkimuksen toimialalla eli noin 300 henkeä, joten helposti tästä saa erheellisen kuvan.

Vesihallinnon tutkimustoiminta on pyritty pitämään mahdollisimman avoimena. Nähdäkseni tässä on onnistuttu niin pitkälle kuin se tutkimusmaailmassa on mahdollista. Avoimuutta on suuresti edistänyt ansiokkaasti toiminut vesihallinnon tieteellinen neuvottelukunta. Tämän kautta monet tutkimuslaitokset, korkeakoulut, kunnat ja elinkeinoelämä ovat päässeet ohjaamaan vesihallinnon tutkimustoimintaa ja sen käytettävissä olevien resurssien kohdentamista.

Vesihallitus on tutkimustoiminnan osalta pyrkinyt myös monella muulla tavalla yhteistoimintaan muiden alan tutkimuslaitosten sekä yliopistojen ja korkeakoulujen kanssa. Tuntien oman toimintansa rajallisuuden sekä kasvavan tutkimustarpeen vesihallitus toivoo erityisesti, että korkeakoulumme nykyistä paljon enemmän voisivat suorittaa perustutkimusta vesialalla. Tähän suuntaan uskomme kehityksen myös kulkevan.

Alkava vesipäivä on konkreettinen osoitus edellä tarkoitettusta yhteistyöstä. Myönnän heti, että aloite tällä kertaa lähti täältä Kuopiosta. Saimme toista vuotta sitten ystävällisen kutsun vierailla Kuopion korkeakoululla. Lyhyessä ajassa meille selvisi, että täällä on henkistä vireyttä, hienoja tutkimusvälineitä sekä vilpittöntä pyrkimystä suorittaa sellaista tutkimustoimintaa, jonka tuloksia voidaan käyttää myös tämän maakunnan hyväksi. Meille mieluinen yhteistyö on päässyt hyvään alkuun.

Tämän vesipäivän ohjelmaan on otettu kaksi pääaihetta, jotka ovat paitsi erittäin ajankohtaisia/^{myös/}hyvin soveltuvia jatkuvan yhteistyömme aiheiksi. Sallittane, että lyhyesti esittelen aiheet.

Aamupäivän teemana on puunjalostusteollisuuden jätevesin anaerobinen puhdistus.

Vesiensuojelussa on viime vuosina ja vuosikymmeninä ollut erityisen korostunut merkitys asutuksen ja teollisuuden jätevesikuormituksen vähentämisellä. Asutuksen jätevesikuormitus on kääntynyt laskuun BHK₇- ja fosforikuormituksen osalta huolimatta viemäröinnin lisääntymisestä. Teollisuuden jätevesikuormituksen kasvu on viime vuosikymmenien vesiensuojelutoimenpitein saatu myös pysähtymään, huolimatta tuotannon samanaikaisesta kasvusta. Kuormitus on kuitenkin vesistöjen kannalta useissa tapauksissa vielä liian suuri, joten kuormituksen vähentämiseen on edelleen pyrittävä.

Useissa vesiensuojelun suunnitelmissa on puunjalostusteollisuuslaitoksille esitetty vaatimukseksi kuormitustasoa, joka vastaisi tasoa, mikä tiedetään saavutettavan käyttämällä ulkoista biologista puhdistusta joko ilmastettua lammikkoa tai sitä tehokkaampia menetelmiä.

Teollisuus voi käyttää vesiensuojelutavoitteisiin pääsemiseksi prosessiteknillisiä eli ns. sisäisiä toimenpiteitä tai sitten ulkoisia jäteveden käsittelymenetelmiä. Lähes kaikilla tehtailla on tällä hetkellä käytössään mekaaninen puhdistus, millä on suuri merkitys kiintoainekuormituksen vähentämisessä. Biologisen hapenkulutuksen vähenemä on saatu aikaan pääasiassa prosessiteknillisin keinoin. Biologinen ilmastettu lammikko on käytössä kuudella tehtaalla. Kuormituksen alentamiseen ovat vaikuttaneet tehtyjen prosessiteknillisten ja jätevesien käsittelytoimenpiteiden ohella myös tuotannon määrässä ja laadussa tapahtuneet muutokset.

Kaikkien etujen mukaista on luonnollisesti, että vesiensuojelutavoitteisiin päästään mahdollisimman pienin kustannuksin. Tämä taas vaatii panostamista prosessien ja puhdistusmenetelmien tutkimukseen ja tuotekehittelyyn.

Anaerobinen puhdistustekniikka on noussut tutkimuksen avulla voimakkaasti esille ja sen mahdollisuuksiin puunjalostusteollisuuden jätevesien käsittelyssä on ruvettu kiinnittämään huomiota. Tämä sinänsä vanhastaan mm. puhdistamolietteiden käsittelyssä käytetyn menetelmän "uusi tuleminen" johtuu siitä, että on kehitetty menetelmiä, joissa hydraulista viipymää voidaan lyhentää ja saada näin säiliötilavuudet kohtuullisiksi myös jätevesien käsittelyssä.

Anaerobisilla menetelmillä pyritään lähinnä käyttökustannusten radikaaliin vähentämiseen aerobisiin menetelmiin verrattuna. Investointikustannukset olisivat tämän hetken arvion mukaan suurin piirtein samaa luokkaa vastaavan tehoisten aerobisten menetelmien kanssa. Säästöjä käyttökustannuksissa syntyisi siitä, että ilmastusenergiaa ei tarvita, ylijäämalietteen tuotto on vähäinen, syntyvää biokaasua voidaan käyttää energian lähteenä ja ravinteiden tarve on pieni. Tutkimuksen kohteena ovat mm. anaerobiset suotimet, kontaktiprosessit sekä leijukerrosreaktorit. Joidenkin menetelmien soveltuvuudesta saataneen käsitys jo lähiaikoina. Anaerobisten menetelmien käyttöön-ottoa suosisi myös todennäköinen prosessitekniikan kehitys, mikä johtaa jätevesijakeiden väkevöitymiseen ja lämpötilan kohoamiseen. Myös erilaiset anaerobisten ja aerobisten menetelmien yhdistelmät ovat mielenkiintoisia.

Tärkeäksi kriteeriksi puhdistusmenetelmien valinnassa tulee nousemaan puhdistusmenetelmän myrkyllisyyden poistoteho. Tavanomaiset aerobiset biologiset menetelmät poistavat joitain myrkky-yhdisteitä, kuten esim. hartsihappoja varsin hyvin. Mitoituksella (ilmastusaika, lietteen ikä) saattaa olla suuri merkitys myrkyllisyyden poistoon. Selvityksiä Suomessa on tehty toistaiseksi melko vähän. Valkaisu-prosessissa syntyvien kloorattujen fenolien väheneminen tavanomaisissa aerobisissa menetelmissä on nykykäsityksen mukaan vähäinen. Kloorattujen fenolien poistamiseksi on Suomessa kehitetty spesifinen anaerobinen mikrobikanta (Enso-Fenox-menetelmä), jolla päästään huomattavasti parempiin tuloksiin. Menetelmän tehosta täysmittakaavaisena saadaan tulokset lähiaikoina.

Anaerobisen puhdistustekniikan tutkimus on tällä hetkellä vilkasta niin meillä kuin muualla maailmallakin. Suomessa ovat asiaan vihkiytyneet erityisesti Teknillisen korkeakoulun puunjalostusosasto

/yliopiston yleisen/
ja Helsingin/mikrobiologian laitos. Sittemmin ovat myös Tampereen teknillinen korkeakoulu ja Kuopion korkeakoulu aloittaneet tutkimuksia. Vesihallinnosta ovat mukana teknillinen tutkimustoimisto sekä Kymen ja Tampereen vesipiirien vesitoimistot. Teollisuudesta ovat tuotekehittelyyn panostaneet voimakkaasti Oy Tampella Ab ja Enso-Gützeit Oy.

Vesihallinnon tutkimustoimiala on kokenut metsäteollisuuden jätevesikysymykset tärkeäksi painopistealueeksi. Puhdistustekniikan osalta on pyritty yhteistyöhön niin teollisuuden kuin korkeakoulujen kanssa. Konkreettisenä esimerkkinä tästä on täällä Kuopiossa menicillään oleva jätevesien käsittelytutkimus, jossa ovat mukana Kuopion korkeakoulu, Kuopion vesipiirin vesitoimisto ja Savon Sellu Oy.

Iltapäivän teemana on ihmisen toiminnan vaikutus pohjaveteen. Se pyrkii valottamaan sitä ongelmakenttää, mikä koetaan jokapäiväisessä pohjavesien suojelutyössä vakavana.

Asutuksen vedenhankinta on yhä enemmän suuntautunut pohjaveteen, jonka edut ovat tunnetut. Se on käyttövetenä pintavettä monin verroin parempaa ja turvallisempaa, minkä vuoksi pohjaveteen perustuvaa vedenhankintaa on pyritty mm. vesihallinnon toimesta voimakkaasti edistämään. Yhdyskuntien käyttöön otetaan pohjavettä tällä hetkellä noin puoli miljoonaa kuutiometriä vuorokaudessa. Se on viisinkertainen määrä verrattuna 1960-luvun alkuun, jolloin pohjavesien laajamittainen hyödyntäminen varsinaisesti alkoi kehittyä. Yhdyskuntien vesilaitosten jakamasta vedestä pohjaveden osuus on jo 45 % ja se kasvaa 1-2 prosenttiyksikön vauhtia vuodessa. Kun vesilaitosten piirissä pohjavettä käyttää tällä hetkellä noin 1,6 miljoonaa ja lisäksi niiden ulkopuolella noin 1,2 miljoonaa asukasta, voidaan pohjaveden todeta olevan erään tärkeimmistä luonnonvaroitamme, Sen suojelu ja suojelun edistämistä palvelevan tiedon kehittäminen on ensiarvoisen tärkeää.

Pohjaveden suojelutarpeet ovat korostuneet sen käytön kasvun myötä. Tilanne olisi tietysti ihanteellinen, jos pohjavedenottoon tarvittavat alueet voitaisiin rauhoittaa palvelemaan yksinomaan tätä käyttömuotoa. Tähän ei ole käytännössä mahdollisuuksia. Pohjavesiä hyödynnetään laajimmin alueilla, joita ihmisen toiminta muodossa tai

toisessa jo varsin voimallisestikin koskettaa. Erityisesti pohjavesien hyödyntämisen kannalta merkitykselliset harjumuodostumat ovat maa- ja metsätalouskäytön ohella monen muun maankäyttömuodon piirissä. Ne tunnetaan vanhastaan hyvänä rakennuspohjana, jonka päälle on sijoittunut laaja tieverkko, asutusta ja erilaista teollista toimintaa. Maa-aineksen otto on pohjavesialueilla laajamittaista. Sen sääntely, johon äsken voimaantullut maa-ainoslaki antaa aikaisempaa paremmat mahdollisuudet, on erityisesti tarpeen, mikäli pohjavesiä aiotaan tulevaisuudessakin hyödyntää. Monenlaatuista muuta pohjaveden puhtaudelle suoranaista riskiä aiheuttavaa toimintaa on mm. ihmisten tiedon puutteen tai lyhytnäköisyyden vuoksi sijoitettu juuri antoisten pohjavesiesiintymien alueille. Tällaisista mainittakoon ennen kaikkea jätteiden kaatopaikat, jotka aikaisempina vuosikymmeninä miltei säännönmukaisesti sijoitettiin vanhoihin sorakuoppiin, sekä harjuaalueilla myös yleiset puunkyllästämöt. Oman lukunsa muodostavat pohjavesialueiden maaperään sijoitetut suojaamattomat öljysäiliöt.

On luonnollisesti tärkeää, että tehdään se mitä on tehtävissä jo olevien pohjavettä likaavien toimintojen estämiseksi ja jo muodostuneiden haittojen korjaamiseksi. Monet pohjavesialueilla tapahtuvat, elinkeinoelämän kannalta sinänsä välttämättömätkin toiminnot voidaan kuitenkin sallia ja pohjavesien hyödyntämisessä lähteä yleensä maaperän moninaiskäytön pohjalta. Tämä edellyttää kuitenkin huolellista maankäytön suunnittelua ja valvontaa, johon on luotava riittävät perusedellytykset.

Ensinnäkin kaikkea maankamarassa niin yleisesti esiintyvää pohjavettä ei voida samanarvoisesti suojella, vaan suojelutoimenpiteet joudutaan käytännössä porrastamaan pohjavesialueen hyödyllisyyden ja toisaalta eri käyttötarpeiden mukaisesti. On runsaasti antoisia pohjavesialueita, joiden suojelu pitkällä tähtäyksellä on jo olevan maankäytön vuoksi käytännössä mahdotonta. Suojelutoimenpiteet kannattaakin keskittää alueille, joissa suojaamisedellytykset ovat vielä olemassa ja joiden vettä tarvitaan.

Vesihallituksen toimesta onkin määritetty sellaiset tärkeät pohjavesialueet, joita nyt tai näköpiirissä olevassa tulevaisuudessa tarvitaan yhdyskuntien vedenhankinnassa. Juuri valmistumassa olevan

toisen työvaiheen tuloksena on kartoitettu 1194 tällaista pohjavesialuetta yhteispinta-alaltaan 4250 km². Tämä on mittavin pohjavesien suojeluun tähtäävä toimenpide maassamme, jonka tuloksena mm. lähes kaikki Suomen kunnat saavat tärkeitä pohjavesialueita koskevan tiedoston. Tärkeiden pohjavesialueiden ohella on huomattava määrä pohjavesialueita, joita tullaan tarvitsemaan mm. haja-asutuksen vedenhankinnassa ja joiden kartoitus jatkuu.

Pohjavesialuemäärittelyn ohella on välttämätöntä tuntee ihmisen toiminnan pohjavettä kuormittava vaikutus. Kaikki maaperää likaava toiminta ei välttämättä ole pohjavettä likaavaa, koska olosuhteista riippuen maaperän puhdistuskyky pystyy estämään tai ainakin rajoittamaan pohjaveteen kohdistuvaa likaantumishaittaa. Kun pohjavesien laajamittainen hyödyntäminen on maassamme vielä nuorta, on kokemusperäinen tieto todellisista suojelutarpeista puutteellinen ja sellaista tutkimustietoakin, johon pohjavesien suojelu voitaisiin asiallisesti perustaa, on vain niukasti. Pitäisi enemmän tuntee maaperän kuormituskestävyyttä likaavien aineiden suhteen sekä pohjaveteen joutuvien aineiden esiintymistä, kulkeutumista ja hajoamista eri pohjavesigeologisissa olosuhteissa. On ilmeistä, että ulkomaiden olosuhteissa muotoutuneet pohjavesien suojelunormit ja menettelytavat eivät kaikilta osin läheskään sovellu olosuhteisiimme.

Samalla kun kiitän minulle suodusta kunniasta avata nämä vesipäivät, toivon, että teemoihin liittyvät esitykset antavat runsaasti virikkeitä sekä tutkimuksen että yhteistyön kehittämiseksi.

T E E M A 1

PUUNJALOSTUSTEOLLISUUDEN JÄTEVESIEN ANAEROBINEN
KÄSITTELY

ANAEROBITEKNIIKAN PERUSTEET

Raimo Määttä, apulaisprofessori, Teknillinen korkeakoulu, puunjalostusos.

Historiallista taustaa

Anaerobitekniikan kehitys on viime vuosina ollut varsin nopeata.

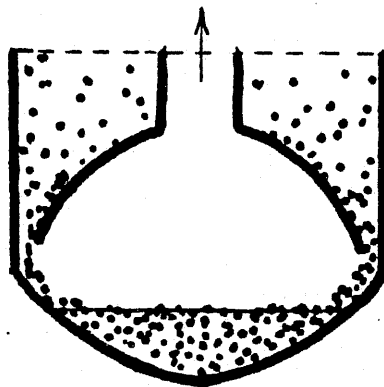
Anaerobitekniikan hyväksikäyttö jätevesien ja jätevesilietteiden käsittelyssä ei sinänsä ole uutta.

Vuonna 1881 mainittiin ensimmäisen kerran, että anaerobinen menetelmä sopii hyvin asumajätevesien käsittelyyn. Tämä tapahtui "Cosmos"-nimisessä julkaisussa joulukuussa 1881. Vuonna 1890 - 91 englantilainen W.D. Scott-Moncrieff esitti ensimmäisen anaerobisen suodattimen mallin. Säiliön alaosa oli tyhjä ja keskellä kivi-kerros. Menetelmää kehitti edelleen A.C. Houston vv. 1892 - 93. Massachusetts'in State Board of Health esitti raportissaan 1894, että jäteveden hygieenisistä ominaisuuksista voidaan parantaa säilyttämällä sitä jonkun aikaa anaerobisissa oloissa.

Helsingissäkin tämän vuosisadan alkupuolella käytössä olleen "Septic tank"-puhdistamon kehitti D. Cameron Exeterissä Englannissa vuonna 1895. Ensimmäinen laitos käsitteli jätevettä 60 000 gal/d. Saatu kaasu käytettiin lämmitykseen ja valaistukseen. Kaasun hyväksikäyttöön kiinnitettiin huomiota myös Bombayssa vuodesta 1897 lähtien. H.W. Clark Massachusetts'ista esitti v. 1899, että käsiteltävä jätevesi ja erottuva liete tulisi erottaa toisistaan.

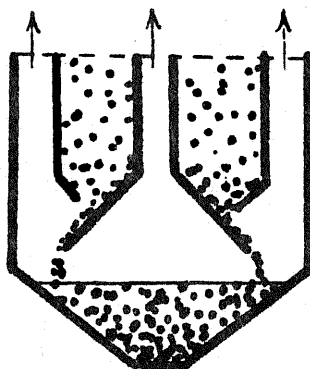
Tämän uuden suunnan puhdistamotyyppin kehittyneemmän muodon esitti W.O. Travis v. 1904.

Travis-allasta kehitti edelleen K. Imhoff, jonka reaktori "Imhoff-tankki" otettiin käyttöön v. 1905 Emscherissä. Vuoden 1914 loppuun mennessä oli USA:ssa jo 75 kaupunkia ottanut käyttöön Imhoffin kehittämän uuden menetelmän.



Kuva 1

Travis-allas



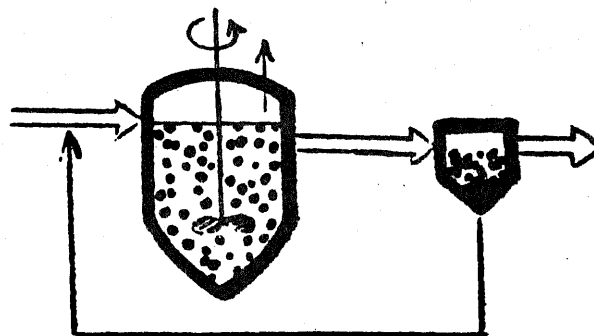
Kuva 2

Imhoff-reaktori

Tämän jälkeen tekniikka suuntautui lietteen erilliseen käsittelyyn ns. mädättämössä. Kunnallisilla puhdistamoilla esim. Helsingissä on edelleenkin lietemädättämoitä, jotka tuottavat puhdistamon tarvitseman energian.

Fair & Moore esittivät v. 1930, että anaerobikäymisellä on kaksi optimilämpötilaa, ns. mesofiilinen $28 - 33^{\circ}\text{C}$:ssa ja ns. termofiilinen $55 - 60^{\circ}\text{C}$:ssa. Pääosa rakennettavista reaktoreista toimi kuitenkin edellisellä lämpötila-alueella. Vuoteen 1950 asti ei reaktoreita vielä sekoitettu. Ns. "High Rate"-reaktoreiden käyttöönotto lyhensi käsittelyaikaa lähes puoleen entisestään.

Anaerobiprosessiksi sovelletun aktiivilietettä muistuttavan ns. kontaktiprosessin ottivat ensimmäisenä käyttöön Schroepfer et al. vuonna 1955.



Kuva 3

Kontaktiprosessi

Young & McCarty ottivat v. 1972 käyttöön varsinaisen anaerobisen suotimen. Heillä oli puolestaan mallina vanha aerobinen "trickling filter".

Aivan viimeksi kuluneiden vuosien keksintö on Switzenbaum & Jewellin "Anaerobic attached-film expanded bed", jossa puhdistettava jätevesi kulkee alaosasta sisään ja poistuu yläosasta. Tutkijat ottivat myös käyttöön puhdistetun veden palautuksen.

Aivan viimeaikaisimpien prosessikehittelyjen tuloksia esitellään myöhemmissä luvuissa.

Metaanikäymisen biokemiaa ja mikrobiologiaa

Mitä tarkoittaa anaerobinen käsittely? Vastaukseksi kysymykseen sopii prof. Perry L. McCarty'n (Dpt of Civil eng., Stanford Univ., USA) Travenmünden anaerobikongressissa 1981 esittämä määritelmä:

"Anaerobic treatment is the use of biological processes in the absence of oxygen for the stabilization of organic materials by conversion to methane and inorganic end products including CO₂ and NH₃".

Anaerobikäsitteilyyn soveltuvia aineita on hyvin runsaasti. On arvioitu, että lähes 10 % maamme energiatarpeesta voidaan tyydyttää jätteaineista fermentoimalla. Seuraavat jätteaineet soveltuvat anaerobikäsitteilyyn:

- kunnalliset jätevedet ja lietteet
- osa talousjätteistä (ruuanvalmistusjätteet yms.)
- teollisuuden jätevedet ja lietteet
- muut teollisuuden jätteet (lähinnä elintarviketeollisuudesta)
- maatalousjätteet
 - lietelanta
 - heinä ja naatit
 - käytetyt viherrehuliukset
 - oljet
- turkistarhalanta

Myös turvetta ja järvien pohjasedimenttiä voidaan käyttää metaanikäymisen raaka-aineina.

Käsiteltävän materiaalin mukaan anaerobireaktori voidaan jakaa kahteen päätyyppiin ns. jätevesireaktoreihin, joissa käsiteltävä aine on jätevetä ja lietereaktoreihin, joissa käsiteltävä aine on lietettä, jonka kuiva-ainepitoisuus on yleensä 1 - 10 %.

Jätevesireaktoreiden avulla pyritään puhdistamaan jätevetä (alentamaan BHK₇-arvoa) sekä tuottamaan biokaasua (energiaa).

Lietereaktoreita käytetään myös muiden päämäärrien saavuttamiseksi. Esim. sikalalietettä fermentoitaessa ovat tavoitteet seuraavat:

- energian tuotto
- hajuton liete
- taudinaiheuttajien tuhoutuminen
- rikkakasvin siemenien tuhoutuminen
- ravinteiden muuttuminen kasvien kannalta käyttökelpoisempaan muotoon
- pellolle levityksen helpottaminen

Orgaanisen aineen hajoaminen voidaan esittää tapahtuvan kahdessa vaiheessa

1) Ei-metanogeeninen vaihe:



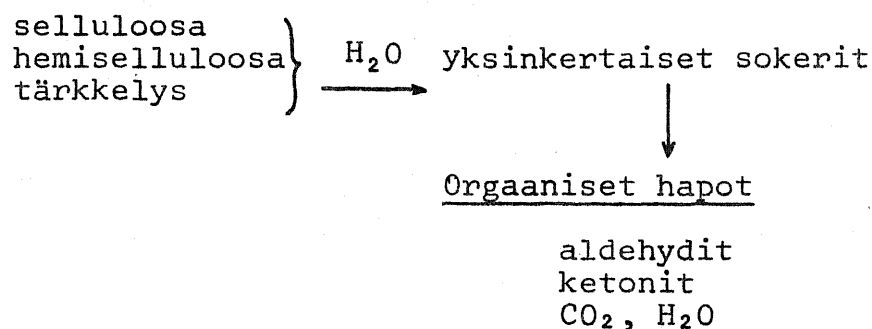
2) Metanogeeninen vaihe:



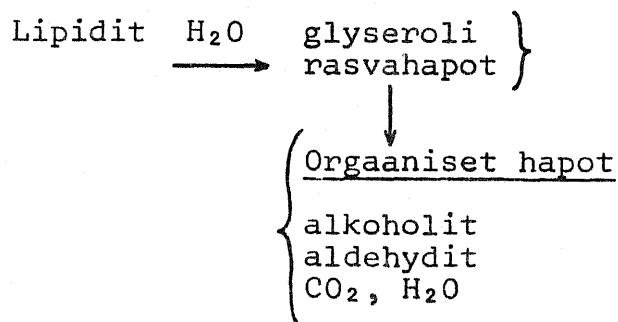
Todellisuudessa vaihteita on lukuisia. Prosessin tarkastelu kaksivaiheisena on usein kuitenkin riittävä.

Erilaisten orgaanisten yhdisteiden hajoaminen orgaanisiksi hapoiksi tapahtuu seuraavien yksinkertaistettujen yhtälöiden mukaan:

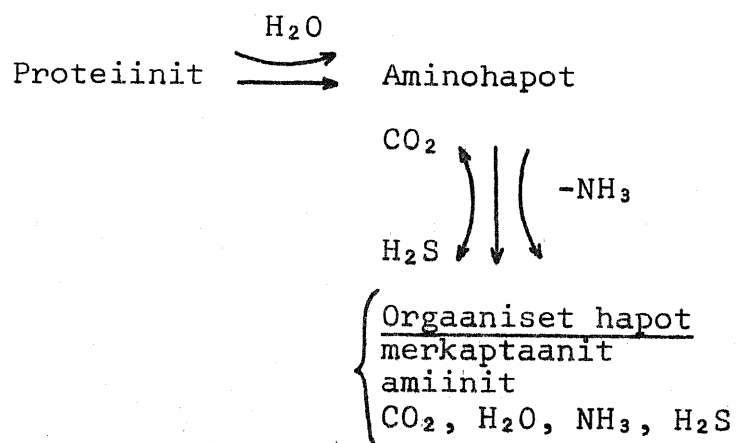
Hiilihydraatit



Lipidit



Proteiinit



Erilaisista orgaanisista aineista saatavan biokaasun määrä ja koostumus vaihtelee, kuten taulukosta 1 voi todeta.

Taulukko 1

Hiilihydraateista, lipideistä ja proteiineista anaerobikäymisen avulla saatavan biokaasun määrä ja CH₄-pitoisuus

Aine	Biokaasusaanto (m ³ /kg k.a.)	CH ₄ -pitoisuus (til.-%)
hiilihydraatit	0,75	50
lipidit	1,44	72
proteiinit	0,98	50

Ei-metanogeeniseen vaiheeseen osallistuvat ns. happobakteerit lisääntyvät suhteellisen nopeasti. Sen sijaan metanogeeniset bakteerit lisääntyvät hitaasti. Prosessin liiallinen kuormitus varsinkin käynnistysvaiheessa saattaa johtaa happobakteereiden voimakkaaseen lisääntymiseen ja happomäärän kasvuun niin, että pH-arvo alenee liiaksi. Se alentuminen viiden alapuolelle tuhoaa suurimman osan metaanibakteereista.

Verrattaessa aerobisen ja anaerobisen menetelmän prosessiolosuhteita toisiinsa on todettava, että jälkimmäinen reagoi herkemmin joidenkin tekijöiden vaihteluille. Eräs syy tähän lienee lajikäyhempi populaatio. Toisaalta on todettava, että anaerobiprosessi reagoi normaalista alaspäin poikkeaviin kuormituksiin ja pH-arvon vaihteluihin vähemmän kuin aerobiprosessi.

Tehokas metaanikäyminen edellyttää:

- riittävän pitkää viipymää (biologista viipymää)
- sopivaa kuormitusta
- tasaista lämpötilaa
- pH-arvoa 7,5 ± 1,5
- sopivaa suola- ja hivenainepitoisuutta

Erilaisten ionien pitoisuuksien vaikutuksista metaanikäymiseen osoittaa taulukko 2.

Taulukko 2

Eräiden yleisimpien ionien vaikutuksista metaanikäymiseen (mg/dm³)

Ioni	Stimuloiva pitoisuus	Lievästi inhiboiva pitoisuus	Vahvasti inhiboiva pitoisuus
Na ⁺	100...200	3500...5500	> 8000
K ⁺	200...400	2500...4500	>12000
Ca ²⁺	100...200	2500...4500	> 8000
Mg ²⁺	75...150	1000...1500	> 3000
NH ₄ ⁺	100...200	1000...1500	> 3000

Eri kationien vaikutuksia arvioitaessa on otettava huomioon myös synergistiset ja antagonistiset vaikutusmekanismit. Esim. Na⁺-pitoisuuden ollessa 8000 mgNa⁺/dm³ todetaan vahvaa inhibitiota. Kun lisätään 150 mgK⁺/dm³ inhibitiovaikutus alenee 80 %:lla.

Toiset metalliyhdisteet (Cu⁺, Zn²⁺) ovat jo suhteellisen pieninä pitoisuuksina toksisia metaanibakteereille. Toiset (Ni²⁺) ovat jopa välttämättömiä Co-entsyymien rakenneaineita.

Lietereaktoreissa viipymä on orgaanisen aineen suuren määrän johdosta suuri. Sekoittamattomalle kunnallisen lietteen mädättämölle esitetään aineen hajoamisnopeudeksi seuraava yhtälö:

$$V = 30 + \frac{t}{2}, \text{ jossa}$$

V = hajoavan orgaanisen aineen määrä (%)
t = reaktioaika (d)

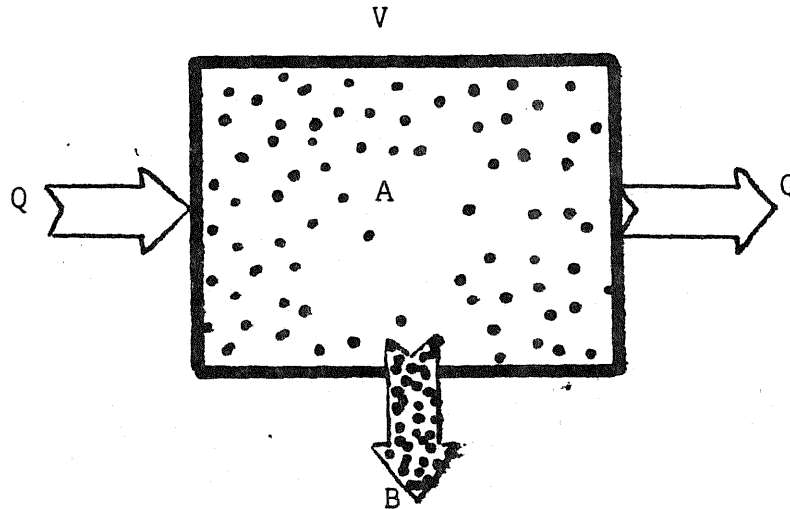
Sekoitetussa reaktorissa hajoaminen nopeutuu niin, että

$$V = 14 \ln t + 19$$

Yksivaiheisissa lietereaktoreissa hydraulinen ja biologinen viipymä eivät suurestikaan poikkea toisistaan. Sen sijaan jätevesireaktoreissa voi hydraulinen viipymä olla vain muutaman tunnin pituinen biologisen viipymän ollessa monta vuorokautta.

Ero biologisen ja hydraulisen viipymän välillä nähdään kuvasta 9. Oletetaan, että on reaktori, jonka tilavuus on V m³ ja siinä biomassaa A kg. Sitä kuormitetaan vesimäärällä Q m³/d (hydraulinen kuorma) ja siitä poistetaan biomassaa B kg/d.

Hydraulinen viipymä on tällöin $T_h = \frac{V}{Q} [d]$ ja
vastaava biologinen viipymä $T_b = \frac{A}{B} [d]$.



Kuva 4

Hydraulinen ja biologinen viipymä (vrt. tekstiin)

Biologista viipymää voidaan lisätä kasvattamalla biomassaa riittävän suureksi. Anaerobisuodattimissa tämä onnistuu suuren huokospinta-alan omaavia täytekkappaleita käyttämällä (vrt. kuvaan 5).

Biomassan kasvatus tapahtuu kehittämällä ominaispainoltaan raskaita "bakteerigranuloita". Granuloiden kehittäminen on monivaiheinen ja vaikeaakin tehtävä. Se voidaan jakaa kolmeen osatehtävään:

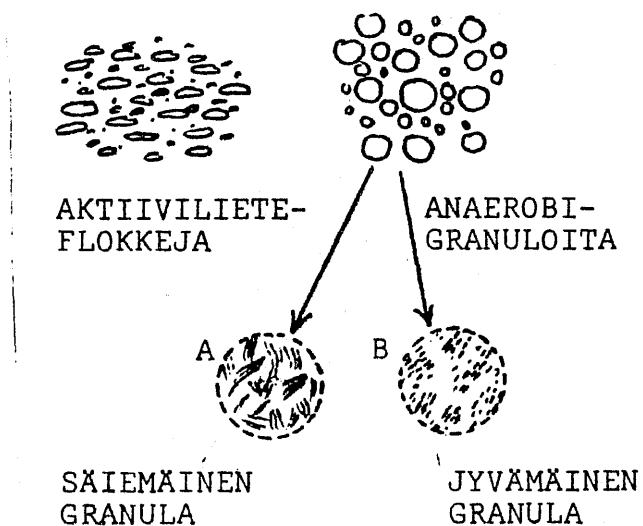
- 1) Siemenlietteen valinta, jossa tärkeitä tekijöitä ovat:
 - laskeutuvuusominaisuudet
 - ominaisaktiiviteetti
 - inertit aineosat
 - siemenlietteen määrä
- 2) Käynnistysolosuhteissa huomioon otettavia seikkoja ovat:
 - kuormituksen oikea lisäämistapa
 - kiertoaineen huuhteluvaiheet
- 3) Sopivat olosuhteet käymisen aikana voivat myös tehostaa granuloiden syntyä. Tärkeimpiä ovat tällöin:
 - ravinnesuhteet
 - lämpötila ja sen vaihtelu
 - pH-arvo ja sen vaihtelu
 - jätevesityyppi (hiukkasjakauma, orgaanisen aineen hajoavuus, ionit, inhibiittorit jne.)



Kuva 5

Bakteereita sileällä (A) ja rosoisella (B) pinnalla

Saadut granulat ovat muodoltaan enemmän tai vähemmän pallomaisia (ϕ 1 - 5 mm). Granulan sisäosa voi olla säiemäinen tai jyvämäinen bakteerilajien mukaan (kuva 6).



Kuva 6

Anaerobigranuloiden rakenne. Säiemäinen (A) ja jyvämäinen (B) granula

Granuloiden hyvää laskeutuvuutta kuvaa se, että lietepitoisuus voi laskeutusaltaan pohjaosassa olla 2 h kuluttua jopa 100 - 150 g/dm³.

Lämpötilan suhteen pidettiin aikaisemmin jyrkästi kiinni periaatteista, joiden mukaan anaerobinen käyminen onnistuu vain kahdella lämpötila-alueella, nimittäin:

- 1) mesofiilillä (28 - 38°C) ja
- 2) termofiilillä (45 - 60°C).

Myöhemmin on todettu, että metaania voidaan tuottaa jopa

- 3) kryofiilillä (5 - 20°C) lämpötila-alueella.

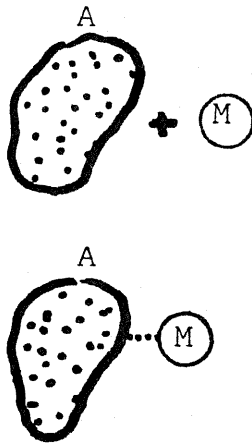
Arrheniuksen yhtälön mukaan lämpötilan alentuksessa 10°C:lla reaktionopeus (metaanin tuotto) alenee $\frac{1}{2}$ - $\frac{1}{3}$:aan entisestään. Metaanintuotto saadaan kuitenkin pidettyä entisen suuruisena kasvattamalla biomassaa 2 - 3-kertaiseksi. Biomassan suurta määrää puoltaa myös prosessin tällöin parempi kestävyys erilaisia myrkkyjä vastaan.

Jätevesissä usein esiintyviä myrkyllisiä aineita voidaan hajottaa tai inaktivoida monella tavalla. Esimerkkeinä mainittakoon seuraavat mahdollisuudet:

Kemialliset

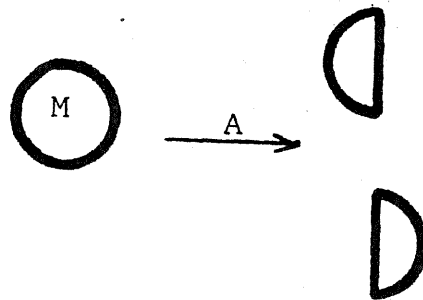
- 1) Myrkyn sitominen ad- tai absorptiolla (kuva 7)
- 2) Myrkyn sitominen kemiallisen reaktion avulla seuraavan mallin mukaisesti:

$$M + B = M-B,$$
 jossa M tarkoittaa myrkkyä ja B sen kanssa reagoivaa kemiallista reagenssia, jolloin lopputuloksena on yhdiste M-B.
- 3) Hydrolyysi esim. hapen avulla (kuva 8), jolloin hajoamistuotteet ovat myrkyttömät.



Kuva 7

Myrkyn adsorptio. A = adsorptioaine, M = myrkky



Kuva 8

Myrkyn hydrolysointi kahdeksi myrkyttömäksi osaksi. A = happo

Biologiset

- 1) Biologinen hydrolyysi joko entsyymien tai mikrobien tuottamien happojen avulla.
- 2) Myrkyn sitominen soluun, jolloin solu mahdollisesti tuhoutuu. Suuri mikrobimäärä estää kuitenkin prosessin häiriintymisen
- 3) Myrkkyyn sopeutuvan tai hajottavan mikrobin hyväksikäyttö. Tällaisia mikrobeja saadaan valinnalla, adaptaatiolla tai geenimanipulaation avulla.

Seuraavassa tarkastellaan lähemmin adaptaatiota.

Varsinkin klooripitoisia aromaattisia aineita pidetään vaikeasti hajotettavina. Hajotustoimintaan kykeneviä mikro-organismilajeja on luonnossa kuitenkin runsaasti. Esim. seuraavien sukujen joukossa on yleisesti klooripitoisten aromaattisten aineiden hajotukseen kykeneviä lajeja:

Bakteerit:

- Pseudomonas
- Arthrobacter
- Achromobacter
- Flavobacter
- Bacillus
- Corynebacterium

Sienet:

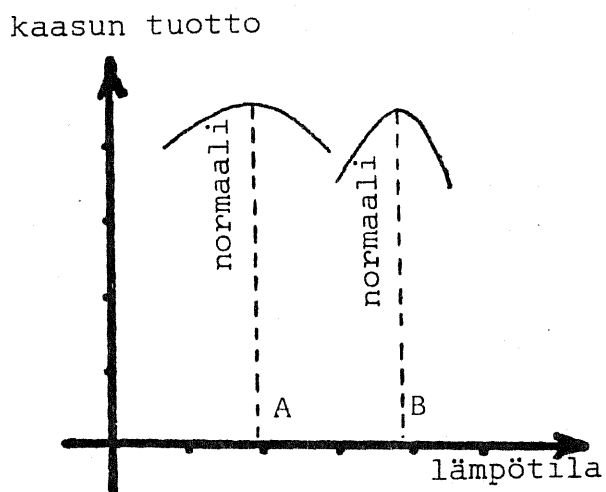
- Aspergillus
- Trichoderma
- Mucor

Erittäin vaikeasti hajotettavien aineiden kohdalla voidaan käyttää hyväksi ns. simultaaniadaptaatiota. Esim. aine A hajoo seuraavasti:

A → B → C → D → E

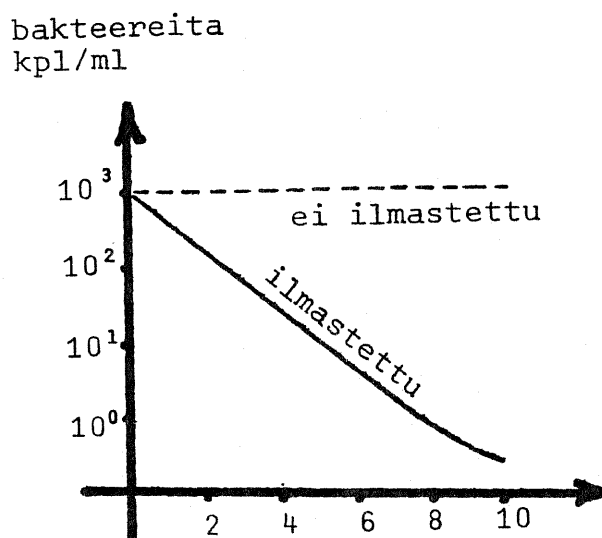
Aineella A kasvatetut solut sisältävät myös aineiden B, C ja D hajotukseen tarvittavia entsyymejä. Jos esim. aine B on normaalisti vaikeasti hajoava ja se on aineen A hajoamistuote, saadaan se hajotettua kasvattamalla mikrobia ainetta A sisältävällä kasvatusalustalla.

Tärkeätä on pitää lämpötila suhteellisen vakioilisenä. Suurissa reaktoreissa se onnistuu helpommin kuin pienissä. Kuten kuvasta 9 voidaan todeta, lämpötilan muuttuminen termofiilillä alueella johtaa jyrkempään kaasutuotannon alenemiseen kuin mesofiilillä alueella.



Kuva 9

Kaasun määrän alentuminen lämpötilan muuttuessa normaalista korkeampaan ja matalampaan suuntaan mesofiilillä (A) ja termofiilillä (B) alueella



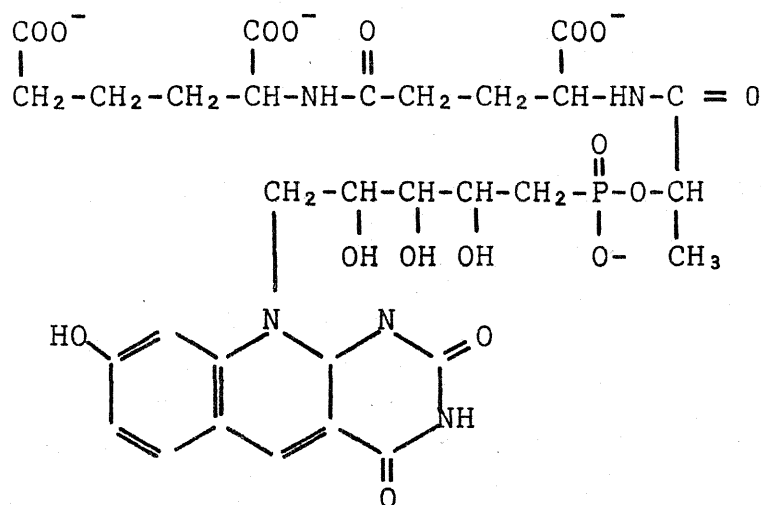
Kuva 10

Ilmastuksen vaikutus Methanobacterium ruminantiumin lukumäärään

Happea prosessiin syöttämällä (redox-arvoa kohoottamalla) voidaan metaanibakteereiden toiminta saada hyvin nopeasti lakkaamaan. Tätä osoittaa mm. kuva 10.

Anaerobinen prosessi tarvitsee aerobisen tapan myös ravinteita, so. typpi- ja fosforiyhdisteitä. Määrä on kuitenkin pienempi. Kun aerobisen prosessin C:N:P-suhteet ovat yleensä 100:5:1, tarvitaan anaerobissa prosesseissa ravinteita yleensä suhteessa 100:0,5-2:0,1-0,4. Alempi ravinnesuhde lisää monien metsäteollisuuden typpi- ja fosforiköyhien jätevesien käsittelymahdollisuuksia.

Metaanikäymisen biokemia ja erityisesti reaktioon vaikuttavat co-entsyymit ovat olleet monien tutkimusten kohteena. Co-entsyymi F420 on jo vanhastaan tunnettu.



Co-entsyymi F 420:n rakenne

Uudempi Co-entsyymi F 430 löydettiin vasta vuonna 1980. Se on rakenteeltaan nikkeli-tetrapyrroli. Se saa aikaan metaanin muodostuksen $\text{CH}_3\text{-S-CoM}$:stä.

Metaanibakteerit ovat joidenkin arvioiden mukaan maapallon vanhimpia eliöitä. Ne kehittyivät alkuaikoina valtalajeiksi, koska ilmakehstä puuttui alunperin happi. Anaerobisten bakteereiden lajilukukin lienee silloin ollut nykyistä suurempi. Vain kestävimmit ovat jääneet eloon.

Tärkeimmät metaanikäymisen bakteerisuvut ovat:

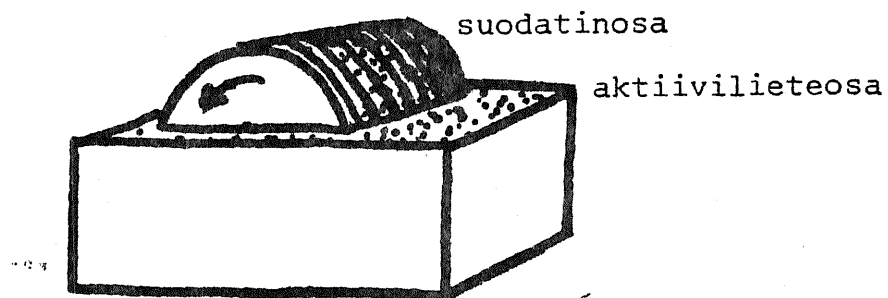
- sauvabakteerit (esim. Methanobacterium ja Methanobrevibacter)
- kokit (esim. Methanococcus)
- sarsiinat (esim. Methanosarcina)
- spirillit (esim. Methanospirillum)

Ne. happobakteereita tunnetaan huomattavasti enemmän kuin metaaninmuodostajia. Niiden laajaan ryhmään kuuluu mm. tavallisia suolistossa, maaperässä ja järvien pohjasedimenteissä asuvia sukuja.

Erityisesti metaaninmuodostajia tunnetaan aivan liian vähän. Niiden identifiointia vaikeuttavat tarpeellisten välineiden ja menetelmien puute sekä alalle koulutettujen henkilöiden vähälukuisuus.

Biologiset jätevesien käsittelymenetelmät; soveltuvuus erilaisten jätevesien käsittelyyn

Jätevesien biologiset puhdistusmenetelmät voidaan jaoitella kahteen päätyyppiin: aerobisiin ja anaerobisiin. Aerobisia menetelmiä ovat aktiivilietemenetelmä ja suodatin erilaisina muunnelmineen. Edellisessä ovat muunnelmien perusteita kuormitus (matala- ja korkeakuormitteiset), jäteveden, ilman ja palautuslietteen syöttötapa ja -kohta (täyssekoitusmenetelmät, porrastettu ilmastus, kontaktistabilointi jne.) sekä vaiheiden lukumäärä (2- tai 3-vaiheinen aktiivilietemenetelmä). Jälkimmäisessä saadaan muunnelmia kuormituksen (matala- ja korkeakuormitteiset), vaiheiden lukumäärän (2- tai 3-vaiheiset) ja erilaisten täytemateriaalien suhteen. Huomattakoon, että ns. ilmastetut lammikot ovat aktiivilietemenetelmän matalakuormitusmuunnoksia. Mielenkiintoisia sovellutuksia ovat erilaiset "bioroottorit", pyörivät täyteaineita sisältävät rummut ja levyt, jotka ovat aktiivilietemenetelmän ja suodatuksen yhdistelmiä (kuva 12).

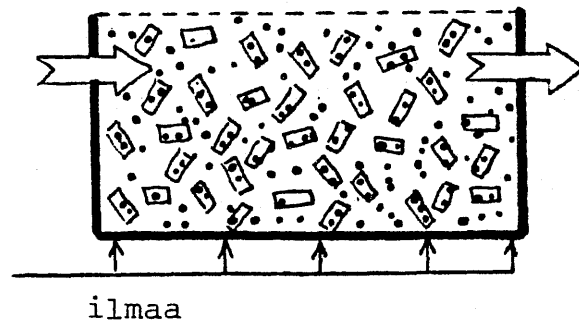


Kuva 12

Bioroottori, joka on aktiivilietemenetelmän ja suodattimen yhdistelmä

Altaaseen, jossa rumpu pyörii, kehittyy aktiivilietettä, joka ilmastuu rummun aiheuttaman mekaanisen sekoituksen vaikutuksesta. Rummun täytekappaleiden tai levyjen pintaan kehittyy suodattimelle tyypillinen biofilmi.

Toinen aktiivilietteen ja suodattimen yhdistelmä on huokosilla täyteaineilla varustettu ilmastusallas (kuva 13).



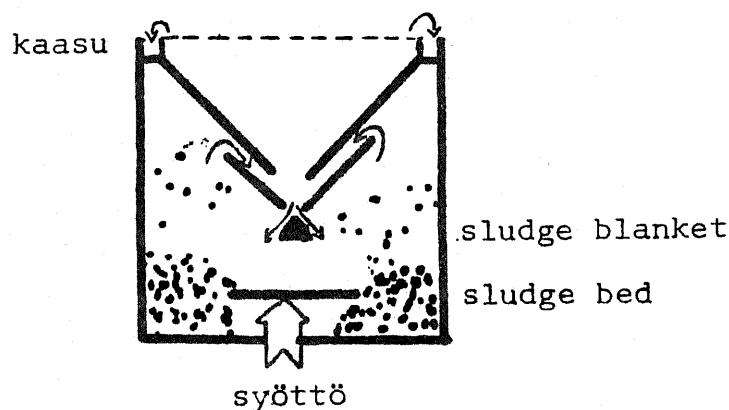
Kuva 13

Täytekappaleilla varustettu ilmastusallas

Täytekappaleisiin tarttuu hyvin paljon biomassaa, mikä oleellisesti lisää prosessin kuormitusmahdollisuuksia.

Anaerobisten menetelmien jaoitteluperusteet ovat osittain toisenlaiset verrattuna aerobiisiin menetelmiin. Muutoksia aiheuttavat prosessin kaksivaiheisuus (happovaihe-metaanivaihe), yhden sisäänsyötettävän elementin (ilman) puuttuminen, uuden elementin (biokaasun) muodostuminen ja biomassan ominaisuudet (suuri konsentraatio ja sakeutuvuus).

Täyden mittakaavan sovellutuksista ovat yleisimmät aktiivilietemenetelmää muistuttava kontaktimenetelmä (vrt. kuva 3) ja Hollannissa kehitetty UASB-menetelmä (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) (kuva 14).



Kuva 14

UASB-menetelmän kaavio

Molempia menetelmiä on käytetty elintarviketeollisuuden (raakasokeritehtaat) jätevesien käsittelyssä.

Anaerobisista menetelmistä mainittakoon vielä erilaisia täyteaineita sisältävät suodattimet ja bioroottorit (Täyteaine voi siis olla paikallaan tai liikkeessä.), monivaihereaktorit sekä moniosastoreaktorit.

Monivaihereaktoreissa happo- ja metaanivaiheet ovat erillisissä reaktoritiloissa. Moniosastoreaktoreissa ei vaiheita biokemiallisten toimintojen perusteella ole jyrkästi erotettu toisistaan, vaan esim. sekä happoja että metaania muodostuu peräkköisissä vaiheissa niiden keskinäisten suhteiden vain muuttuessa.

Minkälainen menetelmä on sitten valittava puhdistettaessa erilaisia teollisuusjätevesiä? Tähän kysymykseen ei voida vastata yksiselitteisesti.

Valittaessa aerobisen ja anaerobisen menetelmän välillä muodostuu pääkriteeriksi jäteveden lämpötila ja BHK₇-arvo. Vaikka anaerobinen prosessi onnistuu myös kryofiilisellä alueella, saadaan luotettavampia tuloksia mesofiilisellä lämpötila-alueella. Anaerobisten menetelmien viimeaikainen kehittyminen on antanut mahdollisuuksia yhä laimeampien jätevesien käsittelyyn tämän menetelmän avulla. Eräiden käsitysten mukaan BHK₇-raja-arvona olisi 300 mgO₂/l. Tätä väkevämpien jätevesien käsittely olisi siis kannattavampaa anaerobisten menetelmien avulla.

Yhteenvetona voidaan todeta, että mitä lämpimämpi ja mitä väkevämpi jätevesi sitä paremmin soveltuu niiden käsittelyyn anaerobitekniikka. Erittäin lämpimien (lämpötila yli 50°C) jätevesien käsittely aerobisilla menetelmillä onnistuu vain jäähdytyksen jälkeen, koska hapen liukoisuus on muutoin hyvin vähäinen.

Teollisuusprosesseissa muodostuu yleensä hyvinkin erilaisia jätevesifraktioita. Pyrittäessä optimituloksiin sekä puhdistuksen että kustannusten suhteen on todennäköisesti otettava käyttöön monia erilaisia vaihtoehtoja ja yhdistelmiä.

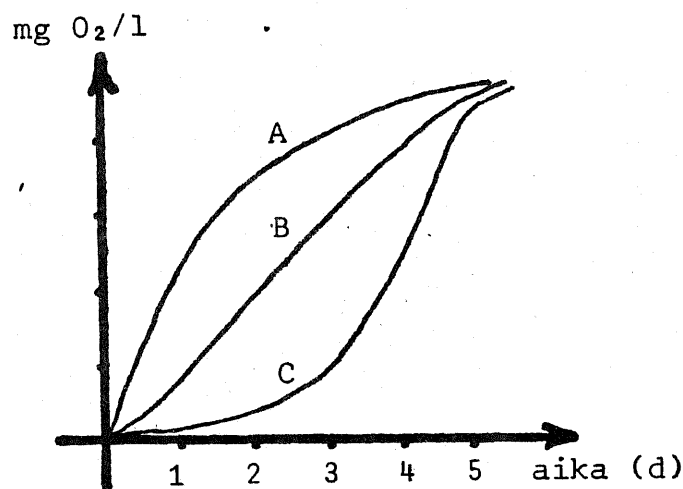
Puhdistusmenetelmän valintaan vaikuttavat seuraavat tekijät:

- 1) Viranomaisten esittämät vaatimukset
- 2) Jäteveden laatu
- 3) Käytettävissä oleva tekniikka
- 4) Kustannukset

Viranomaisten esittämiin vaatimuksiin ei tässä esityksessä puututa.

Jäteveden laatukysymyksissä tarkastellaan lähemmin BHK₇-arvoa ja sen merkitystä puhdistusmenetelmää valittaessa.

Puhdistamoa mitoitettaessa käytetään yleensä kriteerinä jäteveden BHK₇-arvoa tai vuorokautista BHK₇-kuormaa. Puhdistusmenetelmää valittaessa tulisi kuitenkin kiinnittää huomio BHK-käyrään (kuva 15). Kuten kuvasta todetaan, on käyrän muoto eri jätevesillä erilainen. Seitsemän vuorokauden kuluttua ovat kaikkien jätevesien BHK-arvot (BHK₇) kuitenkin lähes yhtäsuuret.



Kuva 15

Erilaisten aineiden BHK-käyriä. Nopeasti (A), tasaisesti (B) ja aluksi vaikeasti hajoavaa (C) orgaanista ainetta sisältävät jätevedet. Tapauksessa C voi käyrän muotoon olla vaikuttamassa myös jokin myrkyllinen yhdiste.

Em. jätevesille sopivimmat puhdistusmenetelmät voivat olla esim. seuraavat:

Tapaus A:

- korkeakuormitteinen aktiivilietemenetelmä
- korkeakuormitteinen suodin
- anaerobinen kontaktimenetelmä
- UASB-prosessi

Tapaus B:

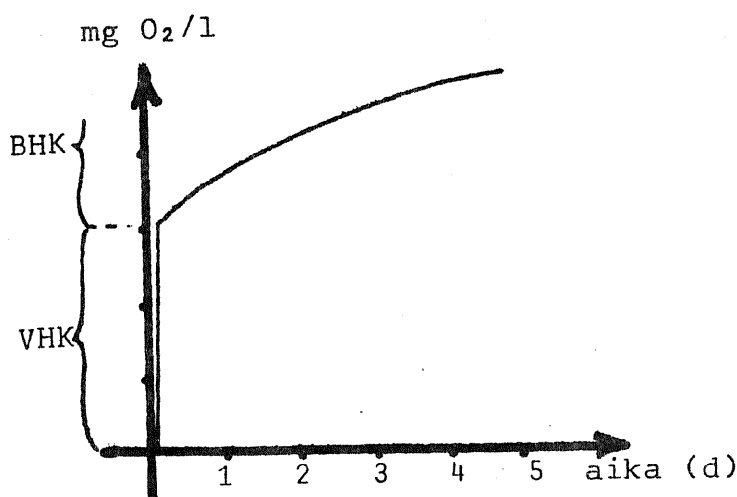
- monivaiheinen aerobisuodin
- monivaiheinen tai pitkäilmastusaktiivilietelaitos
- anaerobinen suodin

Tapaus C:

- monivaiheinen anaerobikäsitteily (suuri biomassamäärä)
- pitkäilmastusaktiivilietelaitos

BHK₇-käyrän muotoa arvioitaessa täytyy myös huomioida siihen sisältyvä ns. välitön hapenkulutusarvo (VHK-arvo), joka tarkoittaa sitä, että hapenkulutus voi muutaman ensi minuutin aikana olla suuri (kuva 16). Tämä hapenkulutus ei kuitenkaan ole biokemiallista, vaan kemiallista, pelkistyneiden yhdisteiden (esim. S^{2-} , HSO_3^- , SO_3^{2-} , Fe^{2+} jne.) aikaansaama. On selvää, että tällaisella "BHK-arvolla" voi olla esim. lietettä kasvattavaa vaikutusta.

Varsinkin anaerobiprosessista tuleva jätevesi on pelkistynyttä ja suurin osa sen BHK₇-arvosta on siten VHK:ta. Kokonais-BHK₇-reduktio saadaan oleellisesti paremmaksi anaerobiprosessista tulevaa jätevettä kevyesti ilmastamalla.



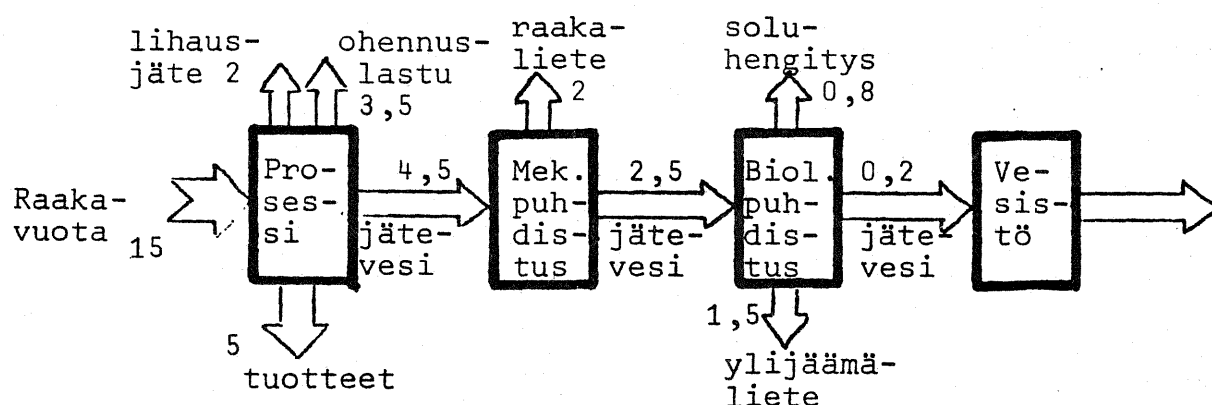
Kuva 16

Välitön hapenkulutus (VHK) verrattuna biologiseen hapenkulutukseen (BHK)

Käytännön tuloksia. Metaanin tuottaminen kiinteistä jätteistä. Saavutettavissa oleva energiahyöty.

Esimerkki 1, Nahkatehdas

Nahkatehtaalla käytetään raaka-aineena raakavuotaa, joka esikäsitteilyvaiheiden (liuotus, kaavinta jne.) jälkeen karvotaan, kromiparkitaan ja jälkikäsitellään (kuivaus, värjäys jne.). Jätteen määrä raaka-ainemäärään nähden on korkea. Oletetaan, että raaka-ainemäärä on 15 t kuiva-ainetta/d.



Kuva 17

Nahkatehtaan ainetase (t kuiva-ainetta/d)

Jos tehtaalla on biologinen puhdistamo (aktiivilietelaitos), saadaan ainetaseeksi seuraava (vrt. myös kuvaan 17):

-	Tuotteet	5,0 t/d
-	Kiinteät jätteet	
	-- lihausjätteet	2 t/d
	-- ohennuslastut	3,5 t/d
	yht.	5,5 t/d
-	Jätevedet	
	-- raakaliete	2 t/d
	-- ylijäämaliete	1,5 t/d
	-- soluhengitys	0,8 t/d
	-- poistovesi	0,2 t/d
	yht.	4,5 t/d
-	Raakavuota	yht. 15,0 t/d

Anaerobikäsittelyyn soveltuvia jätteitä muodostuu kuiva-aineena 9 t/d (60 % raaka-aineen määrästä).

Yhdeksästä tonnista kuiva-ainetta saadaan biokaasua 6300 m³/d. Tästä biokaasumäärästä saadaan sähköä 14 000 kWh/d ja lämpöä 23 000 kWh/d (yhteensä 37 000 kWh/d). 220 käyntivuorokauden aikana on saatu kokonaisenergia 8100 MWh/a.

Jos hinta on 30 p/kWh, on vuoden aikana metaanikäymisen avulla saatu taloudellinen hyöty 2,4 milj. markkaa. Tulopuolelle on laskettava myös alentuneet jätehuoltokustannukset.

Esimerkki 2, Kanala

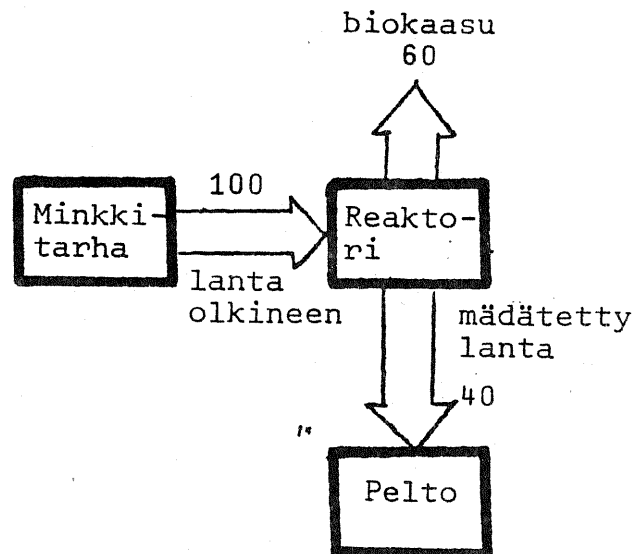
Kanalan jätteet ovat ulosteet, höyhenet ja oljet ja/tai turvepehku.

10 000 kanan kanalassa tuotetaan lantaa 270 kg TS/d ja käytetään olkea 130 kg TS/d. Yhteensä muodostuu jätettä 400 kg TS/d. Hajoavan orgaanisen aineen määrä on 300 kg V.S./d (75 %). 300 kg VS tuottaa 240 m³ biokaasua/d (85 000 m³/a). Rahallinen tuotto on 84 000 mk/a.

Esimerkki 3, Minkkitarha

Minkkitarhan jätteet ovat ulosteet ja olki.

10 000 nahkaa vuodessa tuottavan tarhan jätemäärä on olkineen n. 100 t kuiva-ainetta/a. Käsitellessä tätä jätettä anaerobireaktorissa saadaan kuvan 18 mukainen ainetase. Saadussa 60 t biokaasumäärässä on metaania n. 70 %. Se vastaa n. 40 m³ kevyttä polttoöljyä. Rahallinen tuotto n. 55 000 mk/a.



Kuva 18

10 000 nahkaa tuottavan minkkitarhan jätteiden anaerobikäsittelyn ainetase (t/a)

Metsäteollisuuden jätevesien anaerobinen käsittely

Metsäteollisuus Suomessa tuottaa n. 80 % kaikesta teollisuusjätevedestä. Sen tuottaman orgaanisen aineen osuus on samaa suuruusluokkaa.

Jäteveden puhdistuskustannusten kohoamisesta johtuva vesijärjestelmien joko osittainen tai täydellinen sulkeminen on kohottanut BHK₇- ja kiintoainearvoja sekä lämpötilaa. Nämä tekijät ovat entisestään lisänneet mahdollisuuksia käsitellä metsäteollisuuden jätevesiä anaerobisten menetelmien avulla.

Erilaisten metsäteollisuudesta peräisin olevien jätevesifraktioiden soveltuvuudesta anaerobikäsittelyyn antaa Normannin laatima taulukko selvän kuvan (taulukko 3).

Vain kuorimojäteveden sisältämät aineet voivat taulukon 3 mukaan jossain määrin haitata anaerobikäsittelyä.

Taulukko 3

Eräiden metsäteollisuusjätevesifraktioiden soveltuvuus anaerobikäsittelyyn (+++ = sopii erinomaaisesti, ++ = sopii hyvin, + = sopii välttävästi)

Jätevesityyppi	Sopivuus
Mustalipeälauhde	+++
Sulfiittilauhde	+++
Liukosellukondensaatti	+++
Kuorimojätevesi	++
Koivusellun valkaisuvesi	+++
Kuitulevytehtaan jätevesi	+++
Puolikemiallinen sellujätevesi	+++
Sulfiittisellujätevesi	+++
Paperitehtaan jätevesi	+++

Selluloosan valmistuksen eri vaiheista tulevat jätevedet sisältävät jonkin verran myrkyllisiä aineita. Tärkeimmät niistä ovat diterpeenialdehydit, klooratut fenolit, hartsihapot ja rasvahapot. Mainittujen aineryhmien LC-50-arvot vaihtelevat 0,5 - 8.0 mg/l. Jos otetaan huomioon myös aineiden kokonaismäärät, saadaan ns. TU-arvot (Toxic Unit). Mitä suurempi TU-arvo on sitä suurempi on mainitun aineen "myrkkypanos".

Taulukkoihin 4 ja 5 on koottu mänty- ja koivusulfaattisellun keiton TU-arvot.

Taulukko 4

Mäntysulfaattisellun valmistuksen eri vaiheissa muodostuvien aineiden TU-arvot

Aine	LC-50 (mg/l)	Kuo- rinta	Lauh- teet	C-val- kaisu	E-val- kaisu
Klooratut fenolit	0,6	-	-	1,7	5,4
Hartsihapot	1,0	12,8	6,2	0,3	0,4
Diterpeenialdehydit	0,5	0,9	5,2	0,1	-
Klorodehydro- abietiinihapot	0,6	-	-	-	1,7
Rasvahapot	8,0	0,7	0,6	-	-
Epoksiskariini- happo	1,5	-	-	-	0,1
Kokonais-TU	-	14,4	12,0	2,7	7,6

Taulukko 5

Koivusulfaattisellun valmistuksen eri vaiheissa muodostuvien aineiden TU-arvot

Aine	LC-50 (mg/l)	Kuo- rinta	Lauh- teet	C-val- kaisu	E-val- kaisu
Klooratut fenolit	0,6	-	-	1,3	2,6
Hartsihapot	1,0	5,8	23,5	0,2	0,1
Diterpeeni- aldehydit	0,5	0,6	5,3	-	0,1
Klorodehydro- abietiinihapot	0,6	-	-	-	0,6
Rasvahapot	8,0	0,5	3,1	-	-
Epoksiskariini- happo	1,5	-	-	-	-
Kokonais-TU	-	6,9	31,9	1,5	3,4

Kuten taulukon 4 arvoista voidaan päätellä, suurimmat myrkypanokset tulevat mäntysulfaattisellua valmistettaessa hartsihapoista (19,7 TU-yksikköä). Kloorattujen fenolien TU-arvo on 7,1 ja diterpeeni-aldehydien 6,2.

Koivusellulle saadaan hartsihappojen osuudeksi peräti 29,6 TU-yksikköä. Diterpeeneillä TU-arvo on 6,0, klooratuilla fenoleilla 3,9 ja rasvapoilla 3,6.

Tarkasteltaessa eri vaiheita tuottaa mäntysellun valmistuksessa kuorinta 14,4 TU-yksikköä ja lauhteet 12,0 TU-yksikköä. E-valkaisun osuus on 7,6 ja C-valkaisun vain 2,7 TU-yksikköä. Vastaavat arvot koivusellun valmistuksessa ovat: lauhteet 31,9 TU-yksikköä, kuorinta 6,9 TU-yksikköä, E-valkaisu 3,4 TU-yksikköä ja C-valkaisu 1,5 TU-yksikköä.

Vaikka LC-50-arvoja sinänsä voi pitää myrkyllisyyden mittana anaerobitekniikkaa ajatellen, on sen avulla lasketuilla TU-arvoilla kuitenkin suuntaa antava merkitys.

Toksisuuteen tulisi kiinnittää huomiota siis esim. mäntysellun valmistuksen kuorimo- ja lauhdevesiä puhdistettaessa. Koivulla on lauhteet selvästi toksisin komponentti.

Mainittujen orgaanisten aineiden lisäksi ovat toksisia monet rikkiyhdisteet, joita tulee mm. sulfaattisellun valmistuksessa, ditioniitti- ja peroksidivalksisussa.

Myrkyllisenä rikkipitoisuutena voidaan pitää 150 - 200 mg S/dm³. Tämä arvo voidaan ainakin hetkellisesti ylittää varsin usein.

Laboratorio- ja pilotkokeissa on voitu todeta, etteivät metsäteollisuuden eri jätevesifraktioiden haitalliset aineet muodosta anaerobiprosessin kannalta ylitsepääsemätöntä estettä.

Haitallisten aineiden eliminoinnissa voidaan käyttää aikaisemmin kuvattuja menetelmiä.

Teknillisen korkeakoulun puunjalostusosaston ympäristönsuojelutekniikan laboratoriossa suoritetuissa pienoispuhdistamotutkimuksissa on voitu todeta, että erilaiset metsäteollisuuden jätevedet puhdistuvat hyvin ja tuottavat tyydyttävästi myös biokaasua.

Mekaaniseen massaan perustuvan paperituotannon jätevesiä on puhdistettu seuraavissa olosuhteissa:

- syöttöveden BHK₇ = 400 - 1000 mg/l
- BHK₇-reduktio = 70 - 80 %
- lämpötila = 36 ± 2°C
- kaasumäärä = 0,3 m³/kg BHK₇(red)

Anjalan paperitehtaalla suoritettut pilot-mittakaavan kokeet ovat antaneet yhtäpitäviä tuloksia laboratoriokokeiden kanssa.

Kirjallisuus

- Anaerobic Digestion 1981, Ed. Hughes, D.E. et al., 1982. Elsevier Biomedical Press, Amsterdam, New York, Oxford.
- Norrman, J. Anaerobic treatment of wastewaters from pulp and paper industry, Kemian Päivät, 18.11.1981, Espoo

JÄTEVESIEN KÄSITTELYN TUTKIMUS TAMPEREEN TEKNILLISESSÄ KORKEAKOULUSSA

Pentti Rantala

Dipl.ins.

Tampereen teknillinen korkeakoulu

1. Korkeakoulu

Tampereen teknillistä korkeakoulua perustettaessa on lainsäätäjä ottanut palvelututkimuksen erityisesti huomioon määräämällä seuraavasti:

Korkeakoulu ja sen laitokset voivat suorittaa valtion ja kunnan viranomaisille sekä yksityisille ja yhteisöille näiden tilaamia tieteellisiä tutkimuksia ja muita palvelutehtäviä.

Tutkimustoiminta onkin verrattain vilkasta ja sen tieteellinen taso on korkea.

Korkeakoulussa oli syksyllä 1982 yhteensä lähes 3400 opiskelijaa. Näistä rakennustekniikan osastolla opiskeli n. 450.

2. Rakennustekniikan osasto

Opiskelu jakautuu kahteen suuntautumisvaihtoehtoon: talotekniikkaan ja yhdyskuntatekniikkaan. Näiden suuntautumisvaihtoehtojen opiskeluaineet voidaan koota yhteensä kahdeksan laitoksen tarjoamista kursseista. Myöskin tutkimustoiminta keskittyy laitosten laboratorioihin. Laajemmissa projekteissa ollaan luonnollisesti yhteistyössä eri laitosten, toisten osastojen ja toisten korkeakoulujen ja yliopistojen kanssa kulloistenkin tarpeiden mukaan. Jätevesien tutkimus on keskittynyt vesitekniikan laitokselle.

Rakennustekniikan osasto

Laitokset

Rakennusstatiikka
 Talonrakennustekniikka
 Rakennusgeologia
 Geotekniikka
 Tie- ja liikennetekniikka
 Rakentamistalous
 Mittaustekniikka
 Vesitekniikka

Suuntautumisvaihtoehdot

Talotekniikka
 Yhdyskuntatekniikka

3. Vesitekniikka Tutkimustoiminnan voidaan katsoa käynnistyneen 70-luvun puolivälissä kun professuuri tuli vakituisesti täytettyä. Alussa sekä laitteisto- että henkilöstö-resurssit olivat vähäisiä. Henkilöstöä kehitettäessä on pyritty saamaan mukaan eri alojen asiantuntemusta. Henkilöstössä onkin paitsi prosessiasiantuntemusta myös jätevesiin erikoistunut mikrobiologi. Laboratorion varustelussa ja tutkimustoiminnan kehittämisessä lähdettiin alunperin seuraavista periaatteista:

- keskeisenä tutkimusalueena on jätevesien biologinen käsittely,
- keskitytään laboratoriomittakaavan tutkimuksiin,
- ollaan yhteistyöhakuisia,
- tutkimuskenttää pidetään avoinna.

Alusta alkaen pyrittiin myös saamaan käyttöön ulkomaisissa tutkimuslaboratorioissa alalla saatu kokemus. Tohtori Fleckseder Wienin teknillisestä korkeakoulusta oli v. 1977 n. 6 kk:n ajan vieraillevana tutkijana vesitekniikan laboratoriossa. Hänen kanssaan yhteistyössä kehitettiin sekä laitteistoja että pitkän tähtäimen tutkimusohjelmia. Ulkomaisten tutkijoiden kanssa on edelleen oltu yhteistyössä sekä Neuvostoliittoon, Englantiin että USA:han. Pohjoismaisella tasolla yhteistyötä on tapahtunut eri projekteissa ja henkilöstön vierailumatkojen puitteissa. Tämän vuoden syksystä ensi kesään laitoksella on vieraileva tutkija USA:sta University of Washingtonista, Seattlestä.

4. Tutkimusalueet Tutkimuksen alkuvaiheessa kerättiin eri alojen perustietoa, joka voisi jatkossa palvella soveltavaa tutkimusta. Tällaisia tutkimusalueita olivat mm:

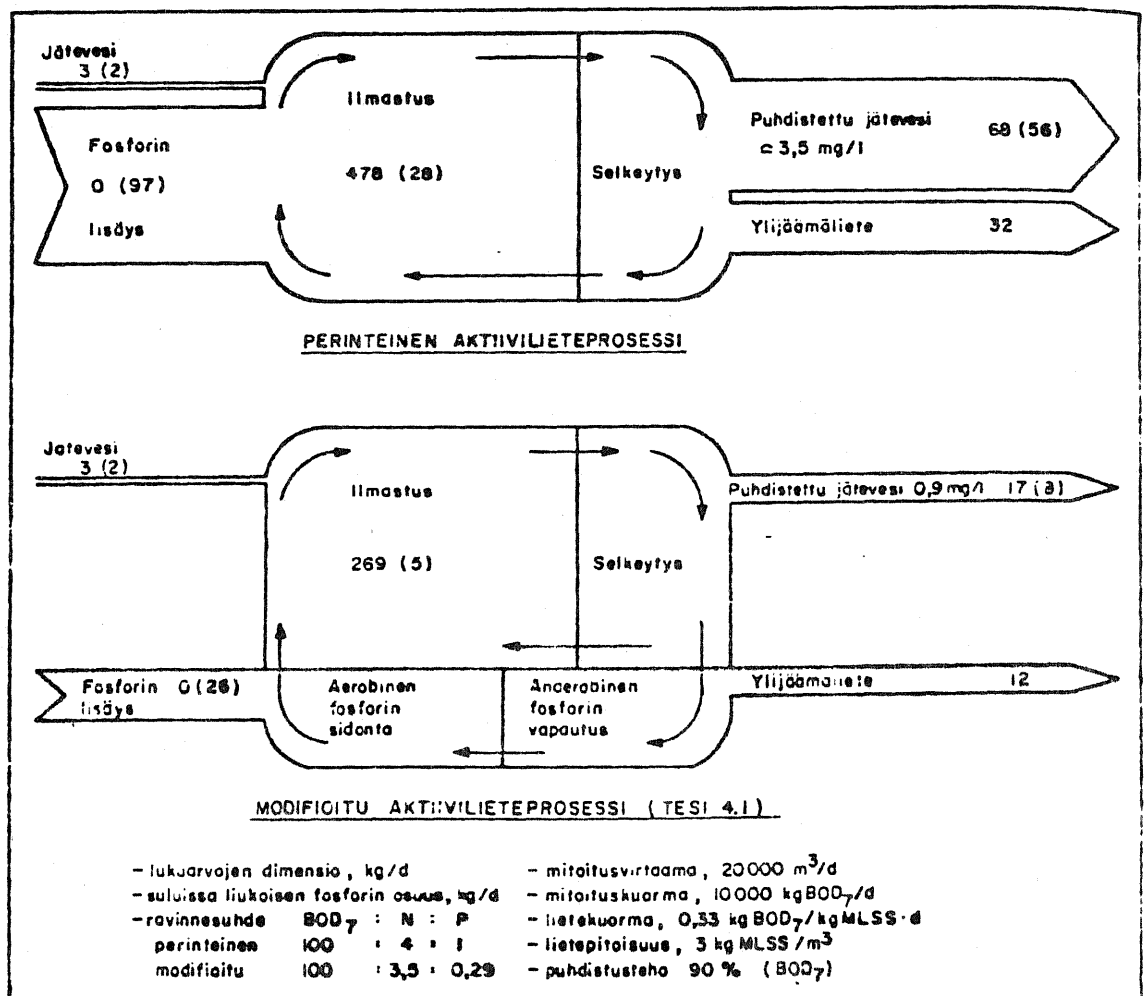
- biologinen jätevesien puhdistus matalissa ($+2^{\circ}\text{C} \dots +10^{\circ}\text{C}$) lämpötiloissa,
- puhtaan hapen käyttö aktiivilietekäsittelyssä,
- biologinen fosforinpoisto.

Näissä tutkimuksissa paneuduttiin prosessin kineetiikkaan, lietteen fysikaalisiin ja mikrobiologisiin ominaisuuksiin sekä kehitettiin tutkimusmetodiikkaa ja laitteistoja.

Näiden tutkimusten aikana alkoi myös kiinteä yhteistyö vesihallinnon ja etenkin Tampereen vesipiirin vesitoimiston kanssa. Tämä yhteistyö johti varsin laajoihin metsäteollisuuden jätevesien puhdistus-tutkimuksiin:

- Asuma- ja kartonkijätevesien yhteiskäsittely
- Sibi-prosessin kehittäminen si-sellutehtaan jätevesille
- Metsäteollisuuden jätevesien anaerobikäsittely.

Sibi-prosessin tavoitteena on hyvä orgaanisen aineen poisto vähäisellä ravinnelisäyksellä metsäteollisuuden jätevesien biologisessa puhdistuksessa. Tutkimus aloitettiin laboratoriomittakaavassa ja näiden tulosten pohjalta sitä jatkettiin pilot mittakaavassa tehdasoloissa. Kuvassa 1 on prosessin fosforitase, joka osoittaa selvää säästöä tavanomaiseen aktiivilieteprosessiin. Samalla voitiin todeta lähtevässä vedessä alhainen fosforipitoisuus ja vähäinen lietteen tuotto prosessissa. Verrattaessa Sibi-prosessia Attisholz-prosessiin saatiin 10 t/d ja 20000 m³/d laitoksen vuosisäästöksi investointi- ja käyttökulujen osalta 1.300000 mk vuoden 1981 hintatasossa. Säästö syntyy pääasiassa käyttökuluissa, investoinnit ovat samaa suuruusluokkaa.



1. Aktiiviliete ja Sibi-prosessien fosforitaseet.

Metsäteollisuuden jätevesien anaerobinen tutkimus tulee jatkumaan lähivuosina ja työssä tullaan edelleen kehittämään yhteistyötä sekä kotimaisten että ulkomaisten tutkimuslaitosten kanssa.

Muina jätevesiin liittyvinä tutkimusalueina ovat olleet mm.

- valtakunnallinen hulevesitutkimus,
- jätevedenpuhdistamoiden hajuongelmat,
- perunajauhotehtaan jätevesien käsittely,
- sokeritehtaan jätevesien käsittely.

Vesitekniikan laitoksella on myös käynnissä laaja kehitysmaiden vesioloja käsittävä koulutus- ja tutkimusohjelma. Laitos järjestää ulkoasiainministeriön rahoittamana toista "Post Graduate Course in Water Engineering", jossa on yhteensä 18 opiskelijaa Etiopiasta, Keniasta, Sambiasta ja Tansaniasta. He suorittivat diplomi-insinöörin tutkinnon tehden diplomityönsä pääasiassa kotimaissaan vesitekniikan alueelta. Jätevesikysymykset ovat myös kehitysmaissa tulossa entistä tärkeämmiksi ja tätäkin aluetta käsitteleviä tutkimuksia tullaan kurssin puitteissa tekemään. Kurssiin liittyen rakennustekniikan osastolla on myös kolme opiskelijaa kehitysmaista, jotka tekevät väitöskirjatyötään.

TÄYTEAINEETTOMAT ANAEROBIREAKTORIT

DI Hannu Wirola

Tampereen vesipiirin vesitoimisto

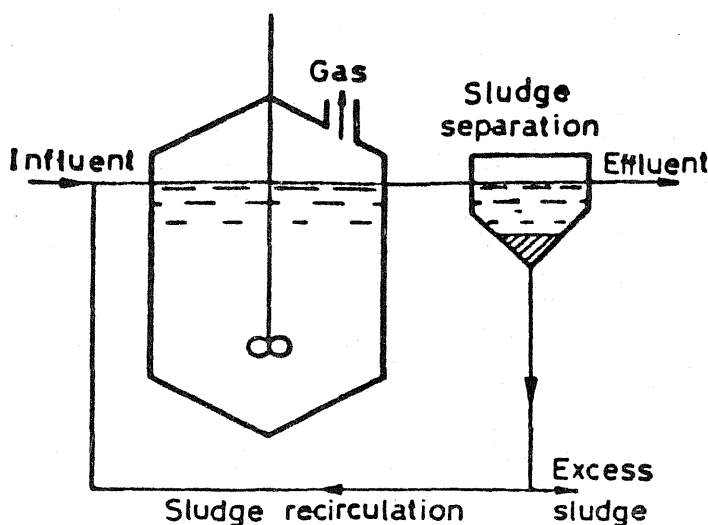
Anaerobisen jäteveden ja nestepitoisten jätteiden käsittelyyn on viime vuosina suunnattu runsaasti tutkimusaktiviteettia. Täysimittakaavan sovellutukset silti ovat maailmanlaajuisestikin melko harvinaisia ja toteutukset pääasiassa löytyvät elintarviketeollisuudesta muutamaa poikkeusta lukuunottamatta. Vesiensuojelun kannalta meillä on riittämättömästi tietoa anaerobikäsittelyn sovellettavuudesta puunjalostusteollisuuden jätevesille, niin puhdistusteknisenä kuin taloudellisenakin kysymyksenä. Näin ollen ja ottaen huomioon tuotantolaitosten yksilöllisen luonteen tutkimustarve on suuri. Tärkeätä onkin, että kattavasti voitaisiin tutkia ja kehitellä eri menetelmiä ja näiden soveltuvuutta jätevesien, jakeiden ja vieläpä nestepitoisten jätteiden anaerobikäsittelyyn. Kattavuudella on merkitystä myös sikäli, että käytettävissä olevien tutkimustulosten valossa eräät todennäköisimmät biologisen puhdistuksen toteutukset ovat useampivaiheisia jopa erilaisten reaktorityyppien muodostamia prosesseja, joissa saattaa olla myös aerobivaiheita. Tampereen teknillinen korkeakoulu ja Tampereen vesipiiri ovat yhteistyössä lähteneet erityisesti tutkimaan ns. täyteaineettomien reaktori- ja prosessityyppien soveltuvuutta puunjalostusteollisuuden jätevesien käsittelyyn.

Anaerobireaktorien ja -prosessien luokittelusta

Kuten mainittua, anaerobireaktoreita, prosesseja ja reaktoreiden kombinaatioita on useita. Suomalainen nimikkeistökin ei ole vielä kaikilta osiltaan vakiintunut. Reaktorit ja prosessit voidaan luokitella ominaisuuksiensa perusteella monellakin tavalla. Eräs keskeisin jakoperuste on biomassan sidonnaisuus, jolloin reaktorityypit voidaan jakaa täyteaineellisiin ja täyteaineettomiin. Edellisiä edustavat ns. fixed film-reaktorit, jossa biomassaa on "filminä" kiinnittyneenä joko paikallaan pysyvään, liikkuvaan tai leijuvaan kasvualustaan. Näitä reaktorityyppejä ovat, suotimet, kiekkoreaktorit, leiju- ja laajenevat petireaktorit. Luetteloön voi lisätä myös täyteaineella varustetun kontaktireaktorin muunnoksen. Täyteaineettomia perusreaktorityyppejä, joissa biomassaa on reaktorissa vapaana, ovat konventionaaliset mädättämöt, kontaktireaktorit ja lietepatjareaktorit. Seuraavassa tarkastellaan konkakti- ja lietepatjareaktoreita sekä monivaiheisia prosesseja, joissa mainitut reaktorit ovat osana.

Kontaktiprosessi

Kontaktiprosessi on prosessirakenteeltaan analoginen aerobisen, konventionaalisen aktiivilieteprosessin kanssa. Prosessin pääosat ovat tehokas täyssekoitusreaktori, jota seuraa biomasan ja veden erotusvaihe, josta ylijäämälietetä lukuunottamatta liete kierrätetään takaisin reaktoriin (kuva 1). Menetelmän kehittelyn vaikuttimena on ollut se, että lietettä kierrättämällä voidaan biolietteen viipymää prosessissa pidentää suhteessa hydrauliseen viipymään sekä saada aikaan konventionaalisiin ratkaisuihin nähden parempi sekoittuminen ja ns. palautusliete-efekti. Edellä luetellut seikat mahdollistavat myös suhteellisen laimeiden jätevesien anaerobisen käsittelyn.



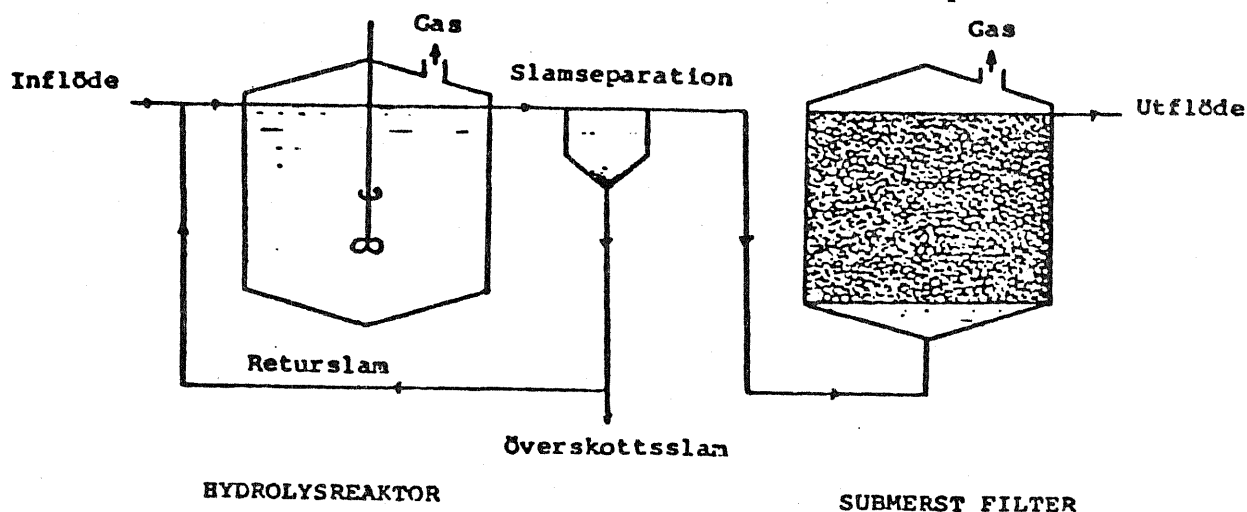
Kuva 1. Kontaktiprosessi

Kontaktiprosessin ongelmakohtana on biolietteen erottaminen käsitellystä jätevedestä. Laskeutumista häiritsee usein vielä selkeyttämössä jatkuva kaasun muodostus, mistä seurauksena on lievä turbulenttisuus ja kelluvan pintalietteen synty selkeyttämössä ja kiintoaineen karkaaminen, mikä luonnollisesti heikentää puhdistustehoa ja kaasun saantoa.

Laskeuttamalla erotettava aktiivinen anaerobiliete vaatiikin esikäsitteilyn. Eräs käytetty menetelmä on lietteen vakuumikäsitteily, jonka avulla poistetaan lietteestä liuenneet kaasut. Lietteen strippauksessa ilmastamalla puolestaan vaikutetaan toisaalta kaasujen poistoon ja toisaalta lietteeseen absorboituva happi inhiboi jo pieninä pitoisuuksina metaania muodostavien mikro-organismien toimintaa. Sopivalla ilmastuksella voidaan metaanibakteerit inaktivoida 1 - 2 tunniksi, minkä kuluessa laskeuttaminen voidaan suorittaa ja liete palauttaa varsinaiseen reaktoriin. Termisellä shokilla (biolietteen jäädytys ennen laskeuttamista) on voitu saavuttaa hyvät laskeutumisominaisuudet. Muita puhdistetun jäteveden ja biolietteen erotustapoja ovat sentrifugointi ja flotatointi.

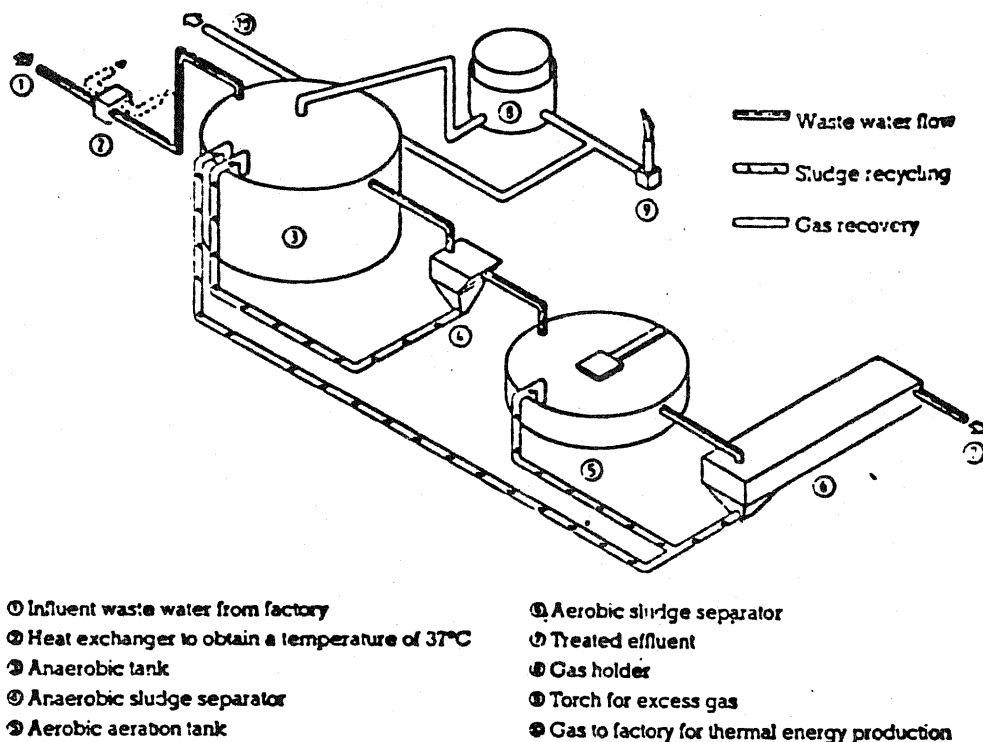
Kontaktiprosessin sovellutusalue on suhteellisen laaja. Prosessia on sevellettu pääasiassa elintarviketeollisuuden jätevesien käsittelyyn: Maidonjalostus, lihanjalostus, alkoholin valmistus, maissinjalostus (tärkkelys), hiivan valmistus, juurikassokerin valmistus, perunan jalostus ja hedelmätuotteiden valmistus. Lisäksi kontaktiprosessi soveltuu puhdistamolietteen käsittelyyn.

Erityistarpeiden mukaan on kehitelty kokonaisprosesseja, joissa kontakti on osaprosessina. Kaksivaiheisen ns. FRONO-prosessin ensimmäisenä vaiheena on kontaktiprosessi hydrolyysireaktorina, jonka pääasiallinen tehtävä on hapon muodostus. Toisena vaiheena on anaerobinen suodin. Näin ollen FRONO-reaktoria voitaneen pitää myös tavallaan happometaani reaktorina (kuva 2).



Kuva 2. FRONO-reaktori

Useissa tapauksissa jäteveden anaerobinen käsittely ei ole riittävä. Myös yleisesti katsotaan, että sekä puhdistustuloksen että vastaanottovesistön kannalta anaerobinen käsittely vaatii aerobisen viimeistelyn, jolloin anaerobivaihe saa esikäsittelyluonteen. Mm. tämä näkökohta on otettu huomioon Ruotsissa 1970-luvulla kehitetyssä ja laajalti käyttöön otetussa (sokeritehtailla, peruna- ja hedelmätuotteita valmistavilla tehtailla) kaupallisessa ANAMET-prosessissa, joka käsittelee perättäisinä yksikköinä kontaktiprosessin ja aktiivilietelaitoksen. Menetelmässä osa aktiivilietelaitoksen palautuslietteestä kierrätetään takaisin anaerobivaiheeseen (kuva 3).



Kuva 3. ANAMET-prosessi

Prosessille luonteenomaisia piirteitä ovat:

- huomattava orgaanisen aineen vähenemä jo anaerobivaiheessa
- niukkaravinteisten jätevesien käsittelyssä ravintoesuhteen paraneminen aerobisessa vaiheessa
- ilmastustarve vähäinen
- lietteen tuotto vähäinen
- tilan tarve vähäinen

Lisäksi aerobisen vaiheen (yli jäämä-) lietteen palauttaminen anaerobivaiheeseen

- vähentää kokonaisyli jäämälietteen tuottoa
- lisää anaerobivaiheen puskurikapasiteettia
- kasvattaa anaerobivaiheen hydrolyysinopeutta lisäämällä entsyymien aktiviteettia
- lisää anaerobisten mikro-organismien kasvunopeutta ja aktiivisuutta vapauttamalla aerobisesta lietteestä aminohappoa ja vitamiineja.

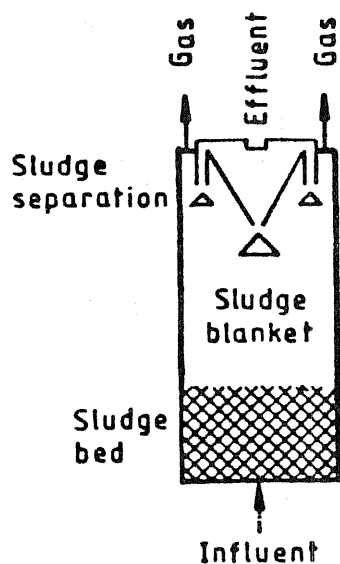
Täysimittakaavaisia ANAMET-laitoksia oli v. 1981 ainakin kahdeksalla juurikassokeri-, kahdella hedelmien jalostus- ja yhdellä perunanjalostustehtaalla. Laitosten kapasiteetti oli 0,9 - 38 t BOD₅/d ja puhdistusteho anaerobivaiheessa 70 - 90 % ja prosessien kokonaisteho 95 - 99,5 % (BOD₅). Prosessin todetaan soveltuvan myös seuraavien tuotteiden valmistuksessa syntyvien jätevesien puhdistukseen: alkoholit, aminohapot, leipomohiiva, säilyke- ja pakastevihannekset, juusto, sitruunahappo, meijerituotteet, polysakkaridit, proteiinit, tärkkelys, kasviproteiinit.

Prosessilla suoritetuilla pilot-kokeilla on päästy hyviin tuloksiin myös puunjalostusteollisuuden jätevesiä käsiteltäessä. Puolikemiallisen massan valmistuksessa syntyvien jätevesien BOD₅-vähenemä on ollut 94 % ja COD:n 58 % kuormituksella

$3 - 6 \text{ kg COD} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ kaasun tuoton ollessa n. $200 \text{ l CH}_4/\text{kg COD}$. Rakennuskuitulevytehtaan jätevesien COD:stä on voitu poistaa 80 % kuormituksella $2 \text{ kg COD} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$. Sulfiittisellutehtaan lauhdeiden käsittelyssä on voitu poistaa BOD:sta yli 95 % kuormituksella $2,5 \text{ kg COD} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$.

Lietepatjareaktori

UASB- (Up-flow Anaerobic Sludge Blanket) reaktorin toimintaperiaatteena on, että lietepatja muodostetaan syntyneestä anaerobilietteestä itsestään ilman ulkopuolista täyteainetta tai kantomateriaalia. Käsiteltävä jätevesi virtautetaan muodostuneen lietepatjan, jossa orgaanisen aineen hajoaminen ja biokaasumuodostus tapahtuvat, lävitse alhaalta ylöspäin (kuva 4).



UASB - process

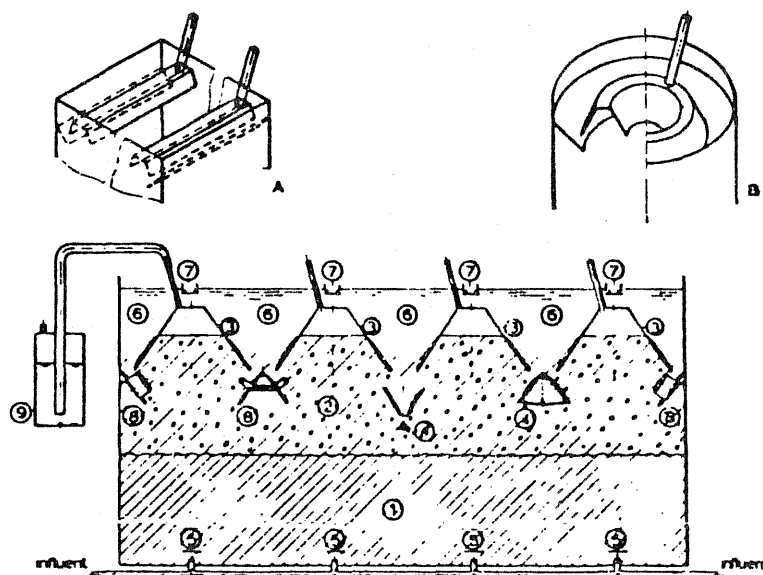


FIG. 2. Schematic diagram of a large full-scale UASB plant. A: rectangular reactor, B: cylindrical reactor. (1) sludge bed; (2) bulk of the liquid with suspended solids; (3) gas collector; (4) gas seal; (5) feed inlet; (6) settling compartment; (7) launder; (8) gas bowl, (9) water seal.

Kuva 4. UASB-reaktoreita

Ehdoton edellytys UASB-reaktorin onnistuneelle toiminnalle on, että patjaliete saadaan granuloitumaan. Edelleen tulee muodostuneen (patja-) lietteen laskeutua hyvin. Tällöin on mahdollista päästä reaktorissa suureen biomassan määrään, mikä useimmissa anaerobimenetelmissä on tavoiteltavaa, sekä onnistuneeseen kaasun, lietteen ja käsitellyn jäteveden erottumiseen.

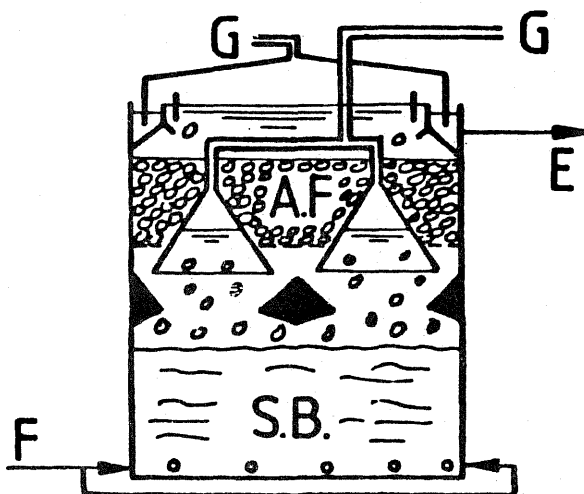
Menetelmän suurimmat ongelmat liittyvät juuri granulalietteen muodostamiseen, joka etenkin prosessin käynnistymisvaiheessa edellyttää erityistä huolellisuutta ja useiden tekijöiden huomioon ottoa. Toistaiseksi ei ole täyttä varmuutta voidaanko kaikenlaisten jätevesien UASB-käsittelyssä saada muodostumaan

rakenteeltaan ja muilta ominaisuuksiltaan toivotun tyyppinen liete. Hyyän patjalietteen konsentraatio voi olla jopa $100 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$ ja yksittäisen granulan koko halkaisijaltaan $1 - 5 \text{ mm}$. Raemaisen lietteen erinomaista laskeutuvuutta kuvaa Lettingan esittämä lieteindeksi $10 - 20 \text{ ml} \cdot \text{g}^{-1}$.

Täysimittakaavaisia UASB-laitoksia on käytössä sokeri- ja viiniteollisuudessa. Juurikassokeritehtaan jätevesien₃ käsittelyssä on saavutettu kuormituksella $14 - 16 \text{ kg COD/m}^3$ $90 - 95 \%$:n BOD-vähennys ja päästy $6 - 8 \text{ h:n}$ hydrauliseen viipymään.

Onnistuneita laboratorio- ja pilot-mittakaavan kokeita on suoritettu pääasiassa elintarviketeollisuuden jätevesille mutta myös asumajätevesille ja kemianteollisuuden jätevesille. Mainittakoon tässä yhteydessä, että UASB-reaktorilla on menestyksekkäästi käsitelty myös erityisen kiintoainepitoisia jätevesiä. Puunjalostusteollisuuden jätevesien käsittelystä tuloksia UASB-käsittelystä on niukasti käytössä. Sulfiittisellutehtaan lauhteille kokeita on tehty USA:ssa ja Saksassa koetoiminta on aloitettu.

Myös UASB-reaktoria voidaan luonnollisesti käyttää osaprosessina. Eräs UASB:n pohjalta kaavailtu on lietepatja-suodinyhdistelmäprosessi (kuva 5).



Kuva 5. Lietepatja-suodinyhdistelmäprosessi

Yhteenveto

Täyteaineettomien reaktortyyppien ongelmat liittyvät pääasiassa niissä syntyvän lietteen ominaisuuksiin: kontaktiprosessissa jätevedestä erotettavissa oleva flokkimainen liete, UASB-reaktorissa granulaliete. Reaktortyyppinä on arvosteltu myös huonommasta häiriötilanteiden siedosta esim. fixed filmreaktoireihin verrattuna. Lähitulevaisuus näyttäneen, miten täyteaineettomat reaktorit ja erityisesti UASB soveltuvat puunjalostusteollisuuden jätevesien käyttöön.

K I R J A L L I S U U T T A

1. Anaerobic Digestion. Proceedings of the First International Symposium on Anaerobic Digestion, held at University College, Cardiff, Wales, September 1979. Edited by D.A. Stafford, B.I., Wheatby and D.E. Hughes. Applied Science Publishers LTD, London 1980
2. Ross, W.R., 1980. Treatment of concentrated industrial organic wastes by means of the anaerobic digestion. 3 rd international congress on industrial wastewater and wastes. Stockholm, February 6-8.1980
3. Frostell, B., 1981. Biological treatment of paper industry waste waters combined with energy recovery. Swedens International Pulp and Paper Week. Stockholm, May 5-8, 1981
4. Huss, L., 1979. Treatment of Sugar Factory waste waters. The Sugar Journal, Jan. 1979, 9-11
5. Frostell, B., 1977. En ekonomisk jämförelse mellan en anaerob tvåstegsprocess och två aeroba metoder. IVL B 367, Stockholm, April 1977. 8 s.
6. Pette, K.C., and others (1980). Full-scale anaerobic treatment of beetsugar wastewater. In Proceedings of the 35th industrial waste conference, May 13, 14 and 15, 1980, Purdue University, Lafayette, Indiana. Ann Arbor Science, Ann Arbor, Mich., 1981. pp. 635-642.
7. Lettinga, G. and others, 1982. Design operation and economy of anaerobic treatment. IAWPR Specialized Seminar; Anaerobic Treatment of Wastewater in fixed film reactors, June 16-18, 1982 Copenhagen, Denmark
8. Frostell, B., 1982. Anaerobic-aerobic Wastewatertreatment. A Promising alternative for the pulp and paper industry. Paper presented at the Environmental Control Days, INSKO (Continuing Engineering Education Centre of the Engineering Societies in Finland), Helsinki, May 5-6,1982

Wirkkala Riitta-Sisko &
Ranta-Pere Vesa

Kymen vesipiirin vesitoimisto

PAPERITEHTAAN KUORIMOJÄTEVEDEN ANAEROBIKASITTELY

Kymen vesipiirissä on meneillään tutkimus, jossa pyritään selvittämään anaerobikäsittelyn soveltuvuutta kuorimojäteveden puhdistukseen.

Kuorimojätevedet ovat myrkyllisimpiä ja väkevimpiä puunjalostusteollisuuden jätevesijakeita. Myrkyllisiä yhdisteitä ovat mm. hartsihapot ja tyydyttämättömät, pitkäketjuiset rasvahapot. Paperitehtaalta vesistöön joutuvasta orgaanisesta, happea kuluttavasta jätekuormasta kuorimojätevedet muodostavat 30-50 %.

Kymen vesipiirin laboratoriossa on tehty kuorimojäteveden anaerobikäsittelykokeita laboratoriomittakaavan (tilavuus 20-40 l) reaktoreissa, jotka toimivat leijukerrosreaktoreina. Leijunta on saatu aikaan kierrättämällä puhdistettavaa jätevettä niin, että veden nousunopeus on reaktoreissa 5-20 m/h. Leijukerroksen kantajamateriaalina on aktiivivihiili, jonka raekokona on ≤ 5 mm ja ≤ 1 mm. Puhdistuskokeita on tehty eri viipymillä ja kokeiden aikana on vaihdeltu sekä neutralointiainetta että ravinnesuhteita.

Tutkimuksen vielä jatkuessa on parhaimpia puhdistustuloksia saavutettu leijukerrosreaktorissa, jossa kantajamateriaalina on hienojakoisempi aktiivivihiili. Kun hydraulinen kuorma oli $0,16 \text{ m}^3/\text{m}^3 \text{ d}$ tai $0,75 \text{ m}^3/\text{m}^3 \text{ d}$ (m^3_{R} = reaktorin kokonaistilavuus, m^3_{L} = leijuntakerroksen tilavuus) ja orgaaninen kuorma oli $0,17 \text{ BOD}_7\text{-kg}/\text{m}^3_{\text{L}} \text{ d}$ ($0,42 \text{ COD}_{\text{Cr}}\text{-kg}/\text{m}^3_{\text{L}} \text{ d}$) tai $0,81 \text{ BOD}_7\text{-kg}/\text{m}^3_{\text{L}} \text{ d}$ ($2,00 \text{ COD}_{\text{Cr}}\text{-kg}/\text{m}^3_{\text{L}} \text{ d}$), BOD_7 -reduktio oli 96 % ja COD_{Cr} -reduktio oli 88 %. Kaasua (koostumusta ei vielä analysoitu) muodostui tällöin $0,6 \text{ m}^3$ poist. $\text{BOD}_7\text{-kg}$. Lisäksi kuorimojäteveden hartsihapoista saatiin tällöin poistetuksi 99 %. Biolieteongelmaa eli kiintoainepitoisuuden lisääntymistä biologisen puhdistuksen aikana ei ole tutkimuksen tässä vaiheessa vielä esiintynyt.

REAKTORI HIILI 1

PÄIVÄ- MÄÄRÄ	HYDRAUL. KUORMA m^3 $/m^3_{ad}$ tai $/m^3_{ld}$		ORGAANIN. KUORMA kg BOD $/m^3_{ad}$ tai $/m^3_{ld}$		REDUKTIOT %			RAVINNE- SUHDE BOD: N : P	NEUTRA- LOINTI
					BOD ₇	COD _{cr}	Kiinto- aine		
6.4 - 9.5	0,27	1,2	0,51	2,3	29	35	-13	500:4,5:1,1	NaOH
10.5 - 2.6	0,25	1,1	0,48	2,2	11	26	35	500:4,8:1,5	NaHCO ₃
3.6 - 15.6	0,07	0,3	0,12	0,5	26	41	58	500:9,7:3,0	NaHCO ₃
16.6 - 16.7	0,07	0,3	0,10	0,5	30	39	76	500:43:4,1	NH ₃
17.7 - 2.8	0,03	0,1	0,03	0,1	67	56	68	500:38:4,7	NH ₃
9.8 - 12.9	0,08	0,4	0,09	0,4	56	42	33	500:32:4,7	NH ₃
6.4 - 12.9	0,14	0,6	0,24	1,1	37	39	38	500:19:2,8	Tulosten keskiarvo

m^3_R Kuorma laskettuna koko reaktorin tilavuutta kohti
 m^3_L Kuorma laskettuna leijukerrostilavuutta kohti

REAKTORI HIILI 2

PÄIVÄ- MÄÄRÄ	HYDRAUL. KUORMA m^3 $/m^3_{ad}$ tai $/m^3_{ld}$		ORGAANINEN KUORMA kg BOD $/m^3_{ad}$ tai $/m^3_{ld}$		REDUKTIOT %			RAVINNE- SUHDE BOD: N : P	NEUTRA- LOINTI
					BOD ₇	COD _{cr}	Kiinto- aine		
19.6 - 17.7	0,09	0,4	0,11	0,5	92	91	61	500:37:5,5	NH ₃
18.7 - 13.8	0,05	0,2	0,05	0,2	97	96	95	500:37:4,8	NH ₃
14.8 - 9.9	0,15	0,7	0,17	0,8	96	88	77	500:33:4,0	NH ₃
19.6 - 9.9	0,10	0,5	0,12	0,6	96	91	79	500:35:4,7	Tulosten keskiarvo

m^3_R Kuorma laskettuna koko reaktorin tilavuutta kohti

m^3_L Kuorma laskettuna leijukerrostilavuutta kohti

Täysmittakaavainen ananerobilaitos kuorimovesille

Mitoitusarvot $Q_{mit} = 1000 \text{ m}^3/\text{d}$

$BHK_7 = 2000 \text{ mg/l}$

$L_{BOD} = 2000 \text{ kg/d}$

Oletetaan, että 1 d:n viipymällä päästään 80 % reduktioon

Anaerobireaktorin tilavuus 1000 m^3

Rakennetaan 2 kpl reaktoreita á 500 m^3

$H = 20 \text{ m}$

$A = 25 \text{ m}^2$

Kierrätysveden tarve, kun nousunopeus 10 m/h

$$\frac{Q_{mit} + Q_R}{50 \text{ m}^2} = 10 \text{ m/h}$$

$$Q_R = 9000 \text{ m}^3/\text{d}$$

$$\frac{Q_R}{Q_{mit}} = 9$$

$$\text{Kierrätysenergia: } P = \frac{9.81 \cdot QH}{\eta} = 30 \text{ kW}$$

$\sim 50000 \text{ mk/a}$

Kustannukset:

Investoinnit: Reaktorit	3,5 Mmk
Aktiivihili	0,5 "
Jälkiselkeytyk	1,0 "
	<hr/>
	5,0 Mmk

Käyttö-

kustannukset: Hoito)	
Kemikaliot)	0,4 Mmk/a
Kierrätys-)	
energia)	0,05 "
	<hr/>
	0,45 Mmk/a

Metaanin tuotto $0,3 \text{ m}^3/\text{BOD-kg}$ poistettu á $0,65 \text{ mk/m}^3$

$$0,3 \cdot 2000 \cdot 0,80 \cdot 365 \cdot 0,65 = 0,15 \text{ Mmk/a}$$

Nettokäyttö-

$$\text{kustannukset } 0,45 - 0,15 = 0,30 \text{ Mmk/a}$$

Pekka Joutsenoja, Savon Sellu Oy
Lea Koponen, Kuopion korkeakoulu
Katariina Ruuth-Rautalahti, Kuopion korkeakoulu
Pentti Kalliokoski, Kuopion korkeakoulu

SULFIITTISELLULOOSATEOLLISUUDEN JÄTEVESIEN ANAEROBIPUHDISTUS

SISÄLLYS

1. Yleistä
2. Sekundaarilauhteen anaerobipuhdistus
3. Sekundaarilauhteen neutralointi
4. Rikkipitoisuus
5. Orgaaniset hapot
6. Kaasuntuotto ja kustannukset
7. Sekundaarilauhteen mädätyskokeet

1. Yleistä

Suomessa on tällä hetkellä toiminnassa 8 sulfiittiseläutehdasta, joista kaksi on integroimatonta. Jäteliemi otetaan talteen ja poltetaan kaikilla tehtailla. Liukoisemäs (natrium- ja magnesium-) tehtailla on kemikaalien talteenotto-laitokset. Lisäksi valmistetaan useilla tehtailla sulfiittiprosessin sivutuotteita: hiivaa ja proteiinia sekä otetaan talteen spriitä (kolmella tehtaalla), etikkahappoa ja furfuraalia.

Useat maamme sulfiittitehtaista ovat valmistuneet viime vuosisadan puolella ja 1900-luvun alussa. Savon Sellu Oy on valmistunut 1968. Vanhoja tehtaita on kuitenkin korjattu ja uusittu. Myös jätevesien kierrätystä on tehostettu. Tämä johtaa jätevesien väkevöitymiseen ja määrän pienenemiseen. Suuntaus lisää anaerobipuhdistuksen mahdollisuuksia /1/.

Hyvin karkeasti arvioiden syntyisi metaania n. 8 000 m³/v näiden kahdeksan tehtaan sekundaarilauhteesta anaerobisessa käsittelyssä. Tämä määrä vastaisi 5 000 tonnia raskasta polttoöljyä vuodessa.

Näihin laskelmiin on päädytty seuraavasti: Sekundaarilauhteen BHK on 25 kg/t 90 % sellua /2/ ja sulfiittitehtaan keskimääräinen kapasiteetti 115 t/v /1/. Teoreettinen metaanintuotto on 350 m³ CH₄/kg KHK. Oletetaan, että BHK = KHK.
 $8 \times 25 \text{ kg BHK} \times 115 \text{ t/v} \times 350 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg KHK} = 8048 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{v}.$
Metaanin tiheys on 0,72 kg/m³ ja energia-arvo 35 MJ/kg. Ras-
kaan polttoöljyn energia-arvo on 40,6 MJ/kg (0,72 kg/m³ x
 $8048 \text{ m}^3/\text{v} \times 35 \text{ MJ/kg})/40,6 \text{ MJ/kg} = 4965 \text{ t/v}.$

2. Sekundaarilauhteen anaerobipuhdistus

Pelkällä anaerobisella puhdistuksella ei vielä ole päästy riittävään puhdistustulokseen sulfiittiseläutehtaan koko jäteveden osalta. Kuitenkin eräiden jätevesijakeiden anaerobinen puhdistus on mahdollinen ja näin voidaan pienentää esim. ilmastuksen tarvetta ilmastetussa lammikossa.

Sulfiittitehtaan jätevesijakeista parhaiten soveltunee anaerobiseen käsittelyyn sekundaarilauhde, joka syntyy jäte-
lientä haihdutettaessa. Esim. Savon Sellu Oy:llä sekundaari-
lauhdetta muodostuu 40 % koko tehtaan BHK-kuormasta.

Sekundaarilauhde sisältää runsaasti orgaanisia yhdisteitä, kuten etikka- ja muurahaishappoa, aldehydejä, metanolia ja furfuraalia.

Anaerobista käsittelyä haittaavat sekundaarilauhteen suuret rikkipitoisuudet ja happamuus. Sekundaarilauhteet ovat niissä olevien happojen (etikka, SO₃⁼, SO₄⁼) takia hyvin happamia (pH 1,5-5,0). Anaerobikäsittely vaatii kuitenkin toimiakseen neutraalin pH:n. Sekundaarilauhde joudutaan siis neutraloimaan, mikä lisää kustannuksia.

Anaerobikäsittely on yleensä toteutettu 35-37°C:n lämpötilassa, mikä tämänlaatuaisessa teollisuuslaitoksessa saavutetaan helposti esim. jätelämmön hyväksikäytöllä.

3. Sekundaarilauhteen neutralointi

Ferguson, Eis ja Benjamin (1982) ovat selvittäneet sekundaarilauhteen neutralointia matemaattisella simulointimallilla. Heidän mukaansa emäksen tarve kasvaa huomattavasti, kun pH nousee 6:sta 7:ään. Tämä ilmenee tarkastelemalla titrauskäyrän muotoa (esim. Savon Sellu Oy:n sekundaarilauhteen titrauskäyrä liite 1). Jos syöttöveden pH lasketaan 6,8:sta 6,3:een ovat 50 % kustannussäästöt mahdollisia.

Neutralointiemäksen kulutukseen vaikuttaa sekundaarilauhteen liuenneen SO_2 määrä. Rikkibakteerit pystyvät poistamaan SO_2 :ta muuttamalla sen rikkivedyksi (H_2S). Tämä vähentää neutralointitarvetta, sillä H_2S on heikompi happo eikä niin liukoinen kuin SO_2 . Tämä johtaa kuitenkin vähentyneeseen metaanin (CH_4) tuottoon. Lisäksi ongelmia aiheutuu jouduttaessa käsittelemään liuenneita tai kaasumaisia sulfideja sisältäviä jätevesiä.

Simulointimallin mukaan neutralointi voidaan parhaiten suorittaa NaOH :lla, mutta taloudellisinta se olisi NaCO_3 :lla (NaCO_3 on halvempaa). Toisaalta NaOH :n käyttö johtaa suurempaan metaanipitoisuuteen kaasussa. Mallissa ei ole käsitelty CaCO_3 :n käyttöä. Tämä on halvin kemikaali, mutta aiheuttaa kalkkisaostumaa.

Simulointimallilla on myös kokeiltu kierrätyksen vaikutusta neutralointiin ja todettu, että korkea kierrätysaste vähentää merkittävästi neutralointitarvetta. Kierrätys lisää biologisesti syntyvää alkaliniteettia, kun metaanikäymisessä muodostunut CO_2 liukenee veteen karbonaatiksi. Kierrätys myös laimentaa raakavettä, mutta ei kuitenkaan pienennä rikkidioksidin vaikutusta. CO_2 :n strippaaminen biokaasusta ja biokaasun kierrätys ei mallin mukaan vaikuta suositeltavalta neutralointitavalta /3/.

Useissa tutkimuksissa on todettu metaanikäymisen onnistuvan myös pH:n ollessa alle 7 (jopa 5,7), mutta tällöin oletetaan pH:n olevan neutraalin biopinnassa tai flokissa, vaikka se reaktorin välitilassa onkin hapan. Viimeksi mainitun asian tarkempi selvittäminen olisi toivottavaa happamia vesiä käsitellessä. Tulisi myös selvittää voidaanko toimia alhaisemilla pH-arvoilla tätä tekijää hyväksi käyttäen.

4. Rikkipitoisuus

Toinen ongelma on sekundaarilauhteen rikkipitoisuus. Rikki on joko liuenneena SO_2 :na tai SO_3^- ja SO_4^{2-} :na. Anaerobisissa olosuhteissa rikkibakteerit muuttavat nämä sulfideiksi, jotka ovat toksisia metanogeeneille suurissa pitoisuuksissa. Yleensä 0,3-0,6 kg/m³ kokonaisrikkipitoisuudet syöttövedessä ovat haitattomia. Vapaa sulfidi estää metaanikäymisen kuitenkin jo pitoisuudessa 0,1 kg/m³. Kirjallisuudessa on kuvattu anaerobisuodin, jossa rikkibakteerit olivat hallitsevia reaktorin alaosassa. Rikkiongelman voi mahdollisesti ratkais-

ta käsittelemällä sekundaarilauhdetta kahdella reaktorilla, joista ensimmäisessä ovat rikkibakteerit ja toisessa metanogeenit. Ensimmäisessä reaktorissa muodostuva sulfidi voidaan saostaa kahden arvoista rautaa lisäämällä /4/.

Toinen mahdollisuus on stripata H_2S biokaasusta ja kierrättää kaasua. Näin toimii eräs japanilainen anaerobireaktori, jossa käsitellään sekundaarilauhdetta /7/. Yleensä voidaan sanoa, että maksimi rikki- ja sulfaattipitoisuuksista on monia arvioita ja on ehkä mahdollista totuttaa tietty bakteerikanta korkeisiin syöttöveden rikkipitoisuuksiin /4/.

5. Orgaaniset hapot

Orgaanisia happoja tulee prosessiin suoraan raakaveden mukana. Lisäksi niitä syntyy orgaanisen aineen hajotessa. Tasapainoisissa olosuhteissa etikkahappo on hallitseva ja sen pitoisuus on 50-500 mg/l. Orgaanisten happojen inhiboivista vaikutuksista esitetään erilaisia käsityksiä. Ei tiedetä, onko orgaanisten happojen akkumuloituminen häiriön aiheuttaja vai sen seuraus. Dissosioitumattoman etikkahapon mallissa on kaksi tekijää:

- 1) Orgaanisten happojen konsentraatiot yli 2000 mg/l ovat inhiboivia pH:sta riippumatta.
- 2) Orgaanisten happojen vaikutus on epäsuora. Häiriötilanteessa asetaattipitoisuus kasvaa, mikä aiheuttaa pH:n laskun. Tästä seuraa inhiboiva vaikutus. Tilanne voidaan välttää kontrolloimalla pH:ta.

Mallia tukee havainto, että anaerobiprosessi toimii vielä konsentraatiossa 6 g/l pH:n ollessa 8,0-8,3. Toisaalta jo 1-2 g vapaata dissosioitumatonta happoa litrassa on toksinen pitoisuus. Orgaanisten happojen akkumuloituessa on kuormitusta vähennettävä ja pH pidettävä vakaana. Paras tapa korjata tilanne on lisätä hyvänlaatuista siemenlietettä. /5/.

Benjamin ja Ferguson (1982) ovat tutkineet sekundaarilauhteen asetaattipitoisuuden kasvun vaikutusta anaerobisuotimen toimintaan syöttämällä lyhytaikaisesti reaktoriin 4 g/l asetaattia, kun kuormitus tätä ennen oli ollut 3 g/l. Heidän reaktorinsa kesti hyvin muutoksen. Kokeessa kaasuntuotto nousi syöttöä vastaavasti ja palautuminen takaisin normaali-tilaan tapahtui myös nopeasti /6/.

6. Kaasuntuotto ja kustannukset

Kaasuntuotto on anaerobisen puhdistusprosessin merkittävä etu. Syntyneestä kaasusta voi noin 60-90 % olla metaania. Lisäetuina ovat pienempi lietemäärä sekä energia- ja ravintarve. Japanissa on voitu anaerobipuhdistuksella tuottaa 10 % koko sulfiittisellutehtaan tuontienergiasta /7/. Puhdistamossa käsitellään yhdessä sulfiittilauhde, hiivatehtaan emäliemi, valkaisu-seulan jäte ja ylimääräinen aktiiviliete. Anaerobisesti puhdistettu jätevesi käsitellään aktiivilietelaitoksessa.

Emden työryhmä on tutkinut Wienissä sulfiittikondensaatin biologisen puhdistuksen mahdollisuuksia. Heidän mukaansa on anaerobisen ja aerobisen käsittelyn yhdistelmä kustannuksiltaan edullisempi kuin puhtaasti aerobinen puhdistus huolimatta edellisen vaatimista suuremmista investointikustannuksista. Tämä johtuu siitä, että anaerobikäsittely on energia- ja ravinnekustannuksiltaan halvempi ja lisäksi muodostuva metaani voidaan käyttää energialähteenä /8/.

7. Sekundaarilauhteen mädätyskokeet

Kuopion korkeakoululla, työ- ja teollisuushygienian laitoksella on keväällä 1982 aloitettu tutkimus Savon Sellu Oy:n jätevesijakeiden soveltuvuudesta anaerobikäsittelyyn. Kokeet on tehty panosmenetelmällä. Fermentoriastiaan on laitettu 100 ml kunnallisen jätevedenpuhdistamon mädätettyä lietettä siemenksi ja lisätty kertapanoksena tunnettu määrä tutkittavaa jätevettä. Kaasuntuottoa on seurattu päivittäin. O-kokeena on pelkkä mädättämöliete. Jos koefermentori tuottaa kaasua enemmän kuin O-koe, voidaan tulos katsoa positiiviseksi. Kaasuntuoton koefermentorista ollessa pienempi kuin O-kokeesta on tutkittavassa vedessä metaanikäymistä häiritsevä tekijä.

Savon Sellu Oy:n sekundaarilauhteen etikkahappopitoisuus on n. 6-7 g/l, ja kokonaisrikkipitoisuus n. 1 g/l ja pH n. 4,5. Sekundaarilauhde muodostaa noin 40 % tehtaan koko BHK-kuormasta.

Suoritetuissa kokeissa on selvitetty kuormituksen, pH-säädön ja strippauksen vaikutusta kaasuntuottoon. Pienimmällä kuormituksella ilman pH-säätöä saatiin suurin kaasuntuotto. Tämä selittyy siten, että suuremmat kuormitukset ovat inhiboivia (suuri rikkipitoisuus) ja niiden pH:ta alentava vaikutus on liian suuri (liite 2)

Nostamalla lauhteen pH:ta 6:een ennen lauhteen lisäämistä ymppeihin on saatu kunnollinen kaasuntuotto. Tutkimuksessa mitattiin etikkahappopitoisuutta fermentorista ennen inkubointia ja todettiin, että käyminen onnistuu etikkahappopitoisuuden ollessa n. 5 g/l (liite 3).

Eräässä kokeessa käytettiin vertailuna synteettistä etikkahappovettä (pitoisuus n. 5 g etikkahappoa/l) ja tällä synteettisellä lauhteella kaasuntuotto oli hyvä sen epäonnistuesssa varsinaisella sekundaarilauhteella.

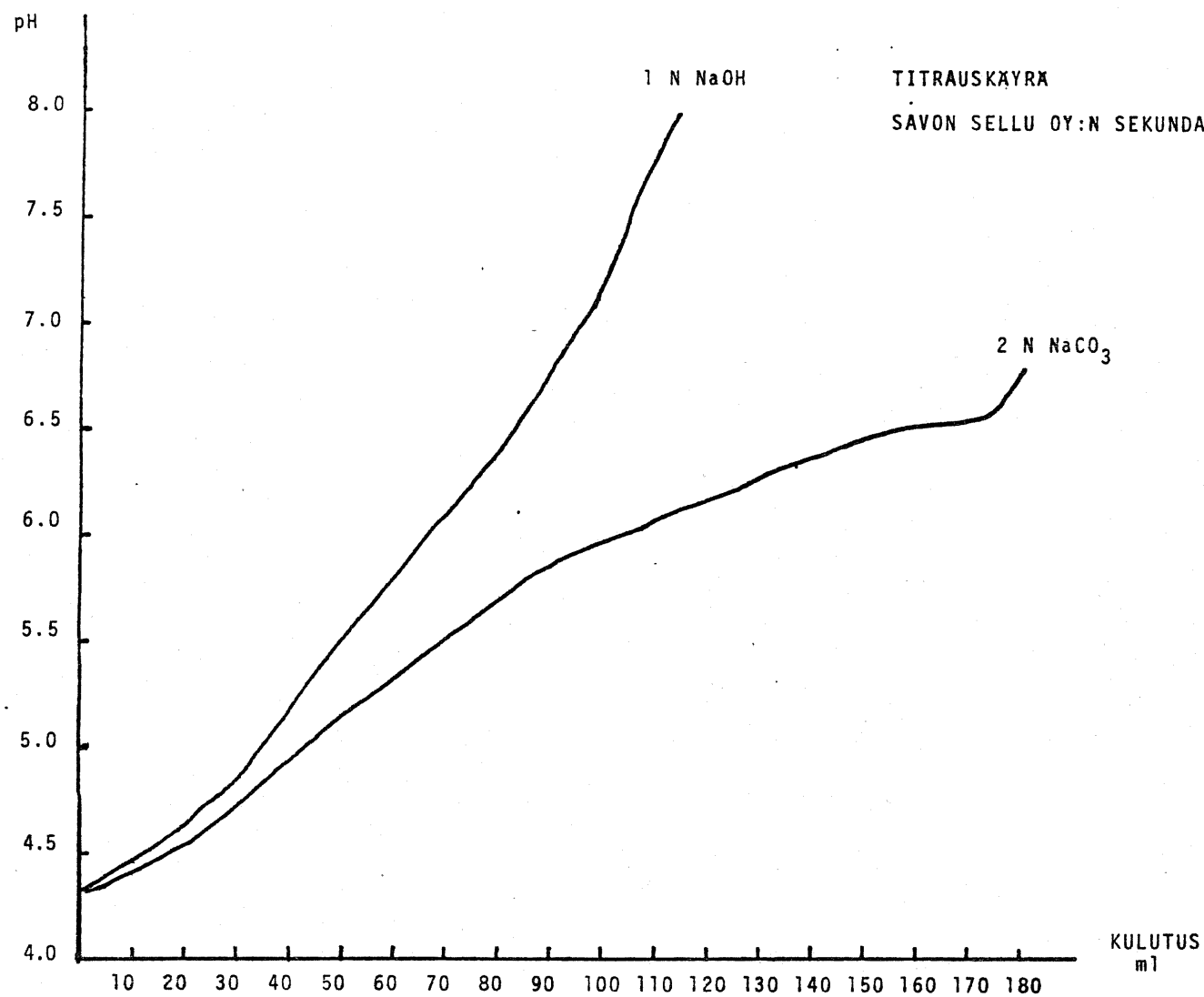
Strippaus on suoritettu kuplittamalla ilmaa sekundaarilauhteeseen. Strippausta ei ole saatu tällä tavalla onnistumaan, eikä se ole parantanut kaasuntuottoa.

Yhteenveto

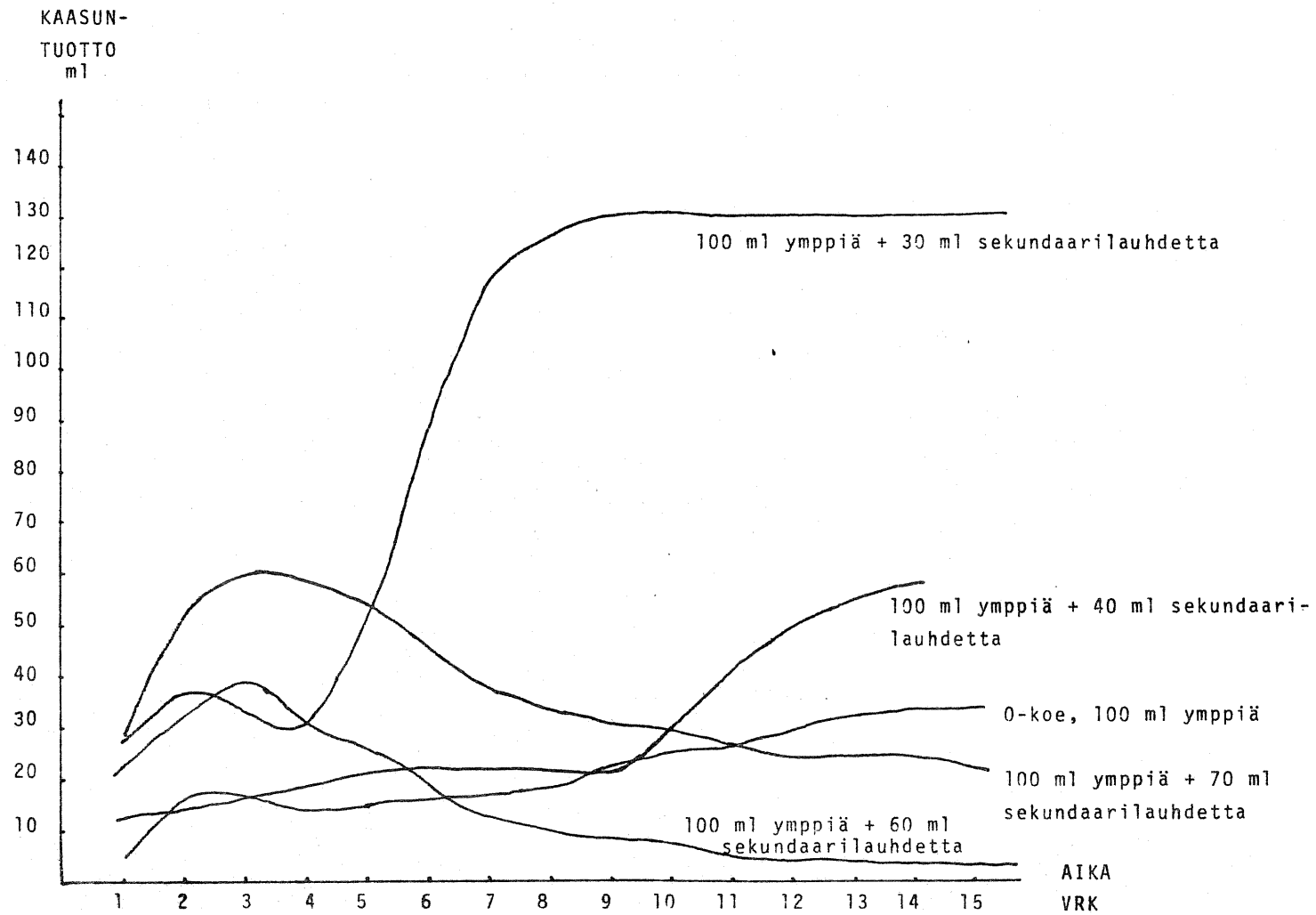
Jokaisen teollisuuslaitoksen vesien soveltuvuus anaerobiin käsittelyyn on testattava erikseen ja kullekin tehtaalle on suunniteltava omat ratkaisunsa ottaen huomioon tehtaan prosessi, käytössä olevat puhdistusmenetelmät, kustannukset yms. Tutkimus on aikaavievää, koska reaktorin käynnistysvaihe saattaa kestää kauan metaanibakteerien hitaan kasvun takia.

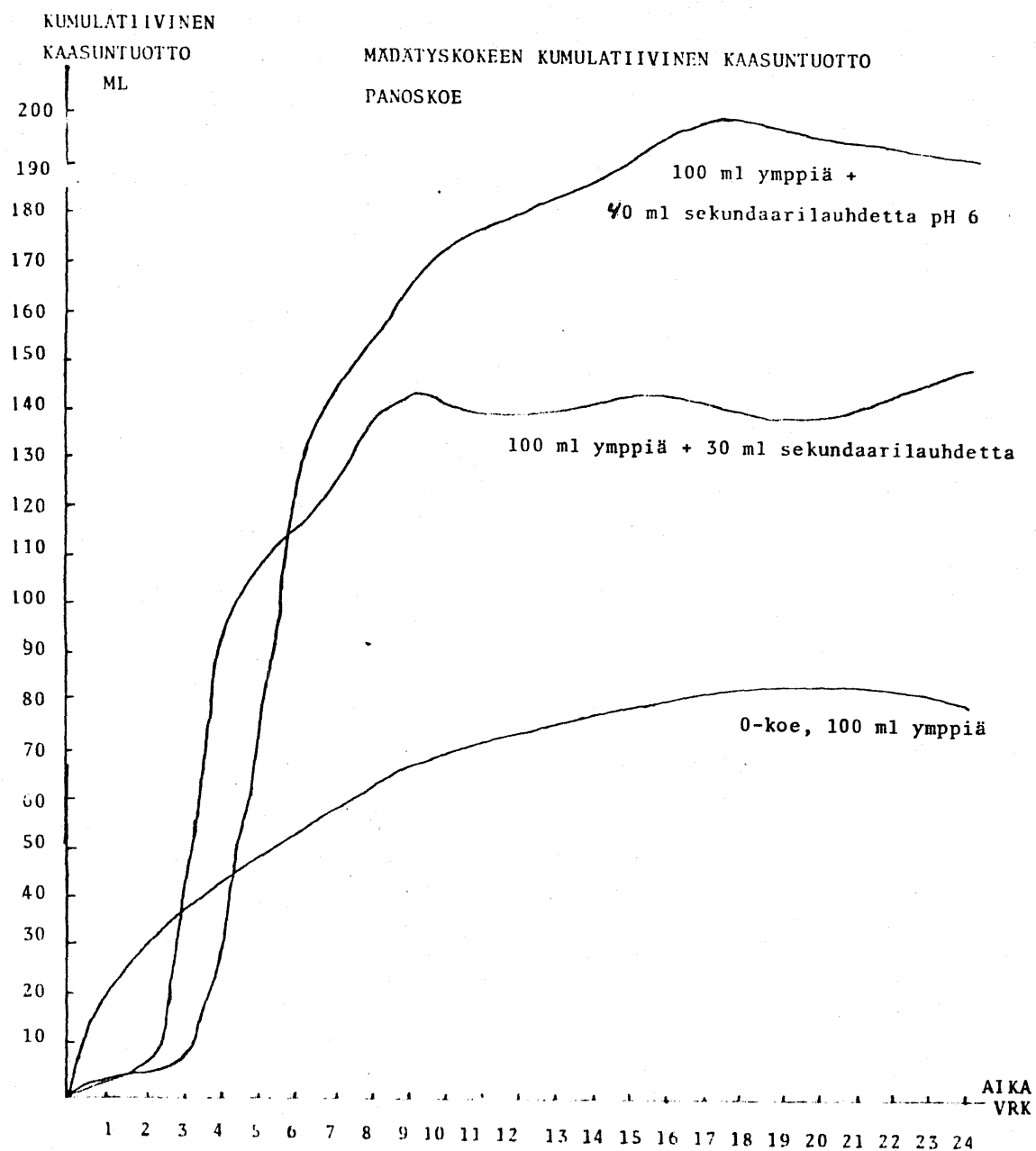
KIJRALLISUUSLÄHTEET

- 1) SITRA: Kemiallisen puunjalostusteollisuuden jätevesien biologisen puhdistuksen mahdollisuudet Suomessa. TESI 4. Helsinki 1979.
- 2) Määttä: Vesiensuojelun kemia ja biologia 11. Otakustantamo 1978.
- 3) Ferguson, J.F., Eis, B.J., Benjamin, M.M: Neutralization in anaerobic treatment of an acidic waste. Paper presented at IAWPR Specialised seminar, Copenhagen, Denmark, June 1982.
- 4) Review Paper: Anaerobic treatment of wastewater in fixed film reactors. IAWPR Specialised seminar, Copenhagen, Denmark, June 1982.
- 5) Rintala, J: Jätevesien anaerobinen käsittely. TKK, Tampere, 1982.
- 6) Benjamin, M.M., Ferguson, J.F., Buggins, M.E: Treatment of sulfite evaporator condensate with an anaerobic reactor. Paper presented at IAWPR Specialised seminar, Copenhagen, Denmark, June 1982.
- 7) Takeshita, N., Fujimura, E., Mimoto, N: Energy recovery by methane fermentation of pulp mill waste water and sludges. Pulp and Paper Canada no 5 T171-75/1982.
- 8) Emde, W.v.d. (toim.): Biologische Reinigung des Kondensates aus der sulfitzellstoffzeugung. Forschungsarbeiten. Wien, 1982.



MÄÄTYSKOKEEN KUMULATIIVINEN KAASUNTUOTTO, PANOSKOE





ENSO-FENOX MENETELMÄ JA SEN SOVELTUVUUS VALKAISUJÄTEVESIEN JA MUIDEN METSÄTEOLLISUUDEN JÄTEVESIEN PUHDISTUKSEEN

1.

Johdanto

Valkaisujätevesien tiedetään sisältävän kloorifenoleita ja olevan sekä toksisia (1-4) että mutageenisia (5-11). Lisäksi käytössä olevat puhdistusmenetelmät kuten ilmastettu lammikko ja aktiivilietelaitos poistavat vain n. 30 % valkaisujäteveden orgaanisista klooriyhdisteistä (7-9). Ravinteiden käyttö ja muu energian kulutus ovat myös konventionaalisten aerobien prosessien negatiivisia ominaisuuksia. Tämä vuoksi aloimme kehittää uutta puhdistusmenetelmää valkaisu-jätevesille, joka poistaisi haitallisia yhdisteitä ja olisi myös taloudellisesti järkevä. Ilmastetun lammikon ja aktiivilietelaitoksen vaatimat suuret tilat johtivat kehityksen biologisiin suotimiin. Erkoisesti kehitys suunnattiin anaerobitekniikkaan ja otettiin käyttöön ns. leijukerrosreaktori, joka mahdollistaa lyhyen viipymän jätevedelle. Valkaisujäteveden ominaisuudet määrsivät prosessin kaksivaiheisuuden (12, 13, 14). Kehitystyö johti Pilot-laitteiston rakentamiseen v. 1980 Enso-Gutzeit Oy:n Kaukopään tehtaille ja v. 1981 ensimmäiseen täyden mittakaavan sovellutukseen Oy Wilh. Schaumann Ab:n tehtaille Pietarsaareen. Tämän hetken kehitystyössä menetelmää on sovellettu lupaavin tuloksin myös muille metsäteollisuuden jätevesille.

2.

Toimintaperiaate

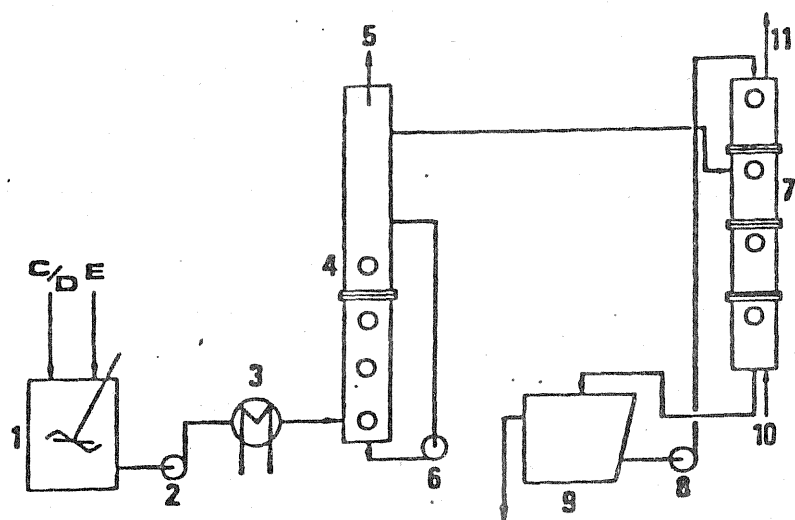
2.1

Laitteisto

Enso-Fenox laitteisto käsittää anaerobisen leijukerrosreaktorin ja aerobisen biologisen suotimen. Prosessi on kaksivaiheinen, missä jätevesi syötetään aluksi anaerobiseen leijukerrosreaktoriin alhaalta ylöspäin ja johdetaan tämän jälkeen aerobiseen suotimeen, missä nestevirtaus tapahtuu ylhäältä alaspäin.

Kuvassa 1 on kuvattu Pilot-laitteiston virtauskaavio, missä sekoitus-säiliössä alkaali- ja kloorivaiheen vesi sekoitetaan ja pH säädetään 6-8 välille. Lämmönvaihtimella säädetään lämpötila 30-40° C välille. Tämän jälkeen jätevesi johdetaan anaerobireaktorin ja aerobisen suotimen läpi.

Laboratoriolaitteisto on ollut pääasiassa vastaavanlainen, mutta projektin kestäessä on myös testattu erilaisia reaktorityyppejä. Näistä paras vaihtoehto valittiin Pilot-laitteeksi (3, 12, 13, 14, 15).



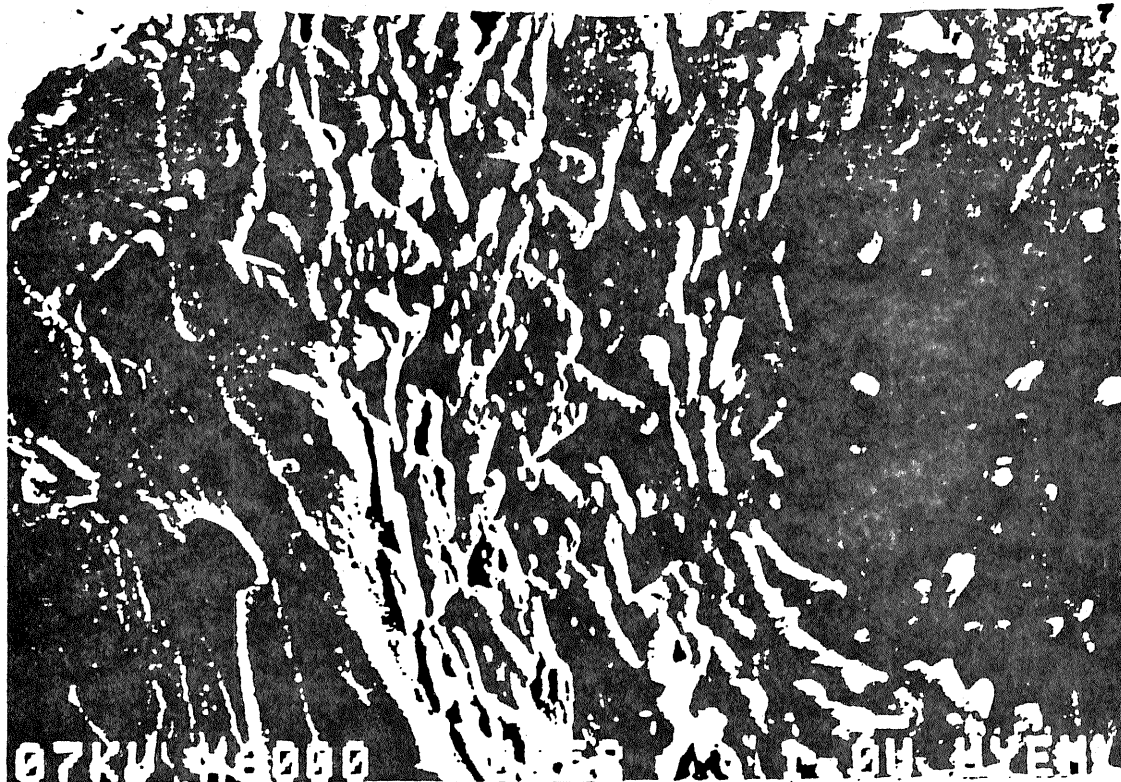
Kuva 1. Enso-Fenoxin Pilot virtauskaavio

1. pH:n säätö, 2. syöttöpumppu, 3. lämmönvaihdin, 4. anaerobinen leijukerrosreaktori, 5. kaasun ulostulo, 6. kiertopumppu, 7. aerobinen suodin, 8. kiertopumppu, 9. pumppaussäiliö, 10. 11. ilman sisään-syöttö ja ulostulo. Kaavio ei ole mittakaavassa.

Täyden mittakaavan laitos käsittää 300 m³ anaerobireaktorin ja 4 kpl n. 300 m³ aerobista suodinta. Puhdistettava jätevesimäärä on n. 6500 m³/d ja viipymä n. 6,5 h. BOD₇ kuormitus on n. 1,5-2,5 kg BOD₇/m³ d.

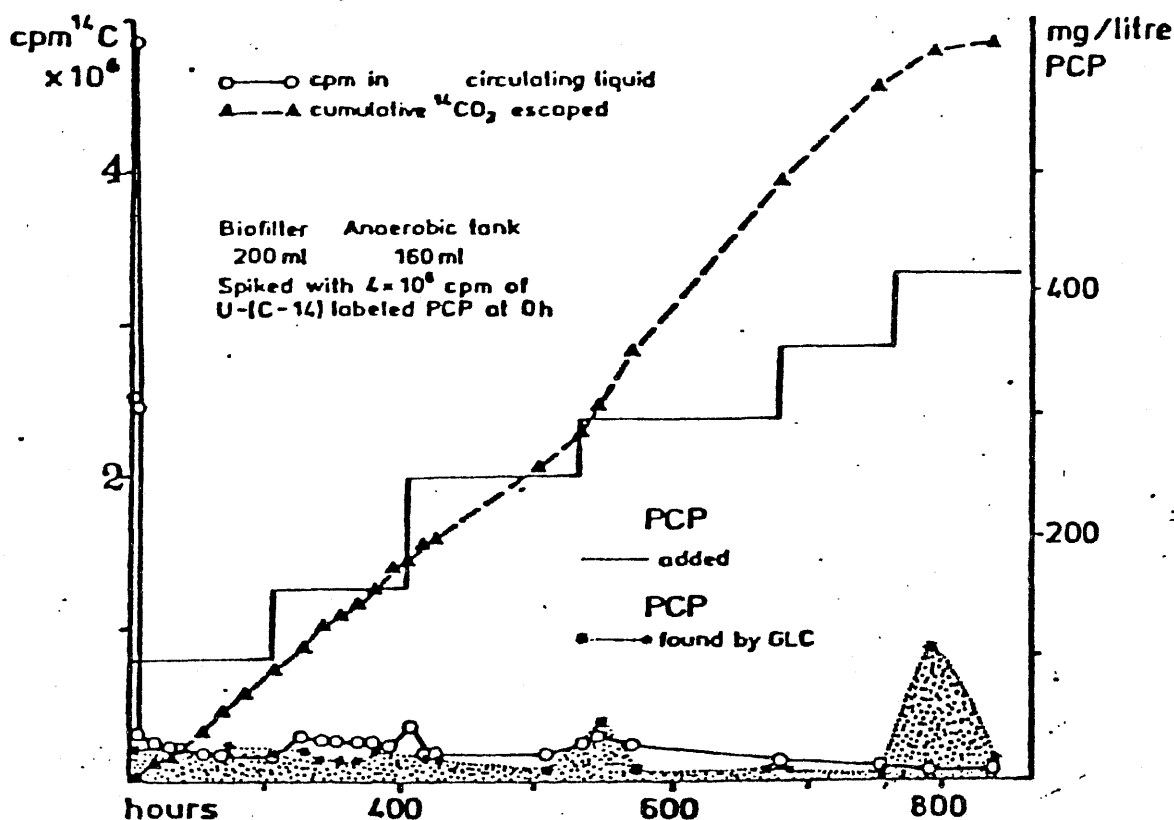
2.2 Biologinen toiminta

Enso-Fenox-menetelmän biologinen toiminta perustuu adaptoituihin mikro-organismeihin, jotka deklorinoivat haitallisia kloorattuja fenolisia yhdisteitä. Lisäksi nämä mikrobit hajoittavat muita pienimolekyylisiä myrkyllisiä aineita ja näin alentavat valkaisuveden toksisuutta. Kuvassa 2 on nähtävissä leijuvien partikkeleiden pinnassa olevia bakteerisoluja. Osa myrkyllisistä aineista poistuu jo anaerobi-vaiheessa, mutta valkaisu-jäteveden täydellinen puhdistaminen vaatii sekä anaerobisen että aerobisen mikrobi-populaation yhteistoimintaa. Klooratut fenoliset yhdisteet hajoavat tunnetusti huonosti luonnon olosuhteissa ja ne kertyvät vesistöjen pohjasedimentteihin sekä jotkut niistä rikastuvat mm. kaloihin. Luonnossa näitä yhdisteitä hajoittavia mikrobeja ei ole runsaasti, mutta näiden harvojen mikrobien kasvatus sopivissa olosuhteissa mahdollistaa kloorattujen fenolisten yhdisteiden hajoittamisen täydellisesti hiilidioksidiksi asti (kuva 3). Tämä on osoitettu käyttämällä kokeissa radioaktiivista pentakloorifenolia. Ulos tulleesta radioaktiivisesta hiilidioksidista todettiin, että kaikki pentakloorifenoli oli hajonnut hiilidioksidiksi. Varsinainen BOD:n poisto tapahtuu aerobisessa osassa, missä myös alkueläimet osallistuvat puhdistukseen. Enso-Fenoxin adoptoitu mikrobi-populaatio ei tarvitse jatkuvaa ravinnelisyästä ja tämä osaltaan minimoi ylimääräisen lietten synnyn.



3

Kuva 2. Scanning elektronimikroskooppikuva Enso-Fenoxin anaerobisesta leijukerrosreaktorista (Oy Wilh. Schauman Ab). Kuvassa näkyy bakteerisoluja partikkelin pinnalla (17)



Kuva 3. ^{14}C -leimatus pentakloorifenolin hajoaminen Enso-Fenoxissa. Kumulatiivinen $^{14}\text{CO}_2$ ▲ — ▲. Radioaktiivinen pentakloorifenoli ○ — ○. Leimaamaton pentakloorifenoli —. Löydetty leimattu pentakloorifenoli * — *. (16)

3. Tulokset

3.1 Valkaisujätevesi

Enso-Fenox-menetelmän puhdistusvaikutus kohdistuu pääasiassa BOD:n, toksisuuden, kloorattujen fenolisten yhdisteiden ja mutageenisuuden poistoon. Keskimääräiset puhdistustulokset kloorattujen fenolisten yhdisteiden osalta ovat 60-90 % (taulukko 1) ja BOD:n osalta 50-90 % (taulukko 2). Jäteveden toksisuuden vähenemistä on mitattu vesikirppu kokeilla (*Daphnia magna*). Se poistuu siten, että puhdistetun jäteveden LC₅₀ arvo (= LC₅₀ on se konsentraatio, missä puolet vesikirpuista ovat elossa) on n. 85-100 %.

Taulukko 1. Kloorattujen fenolisten yhdisteiden poisto Enso-Fenox-Pilotilla erilaisilla hydraulisilla kuormituksilla (14).

Hydraulinen kuormitus m ³ /m ³ d	Kloorifenolit mg/m ³		
	syöttö	ulostulo	poisto- prosentti
1,5	2159	158	93
1,5	588	32	95
3	1662	519	69
3	1227	147	88
8	1458	484	67
8	1995	948	52

Taulukko 2. BOD₅:n poistuminen Enso-Fenox-Pilot reaktorissa erilaisilla hydraulisilla kuormituksilla (14).

Hydraulinen kuormitus m ³ /m ³ d	BOD ₅ g O ₂ m ⁻³		
	syöttö	ulostulo	poisto- prosentti
1,5	469	154	67
1,5	364	141	61
3	762	209	73
3	526	175	67
8	585	418	29
8	573	314	45

Mutageenisuuden poistoa on mitattu Ames-testillä. Mutageeniset komponentit poistuvat täydellisesti, sillä ulostuleva jätevesi ei ole mutageenista mitattuna tällä testillä (13 ja 14).

Täyden mittakaavan laitoksella on päästy alustavasti seuraaviin tuloksiin. BOD₇:n alenema on n. 60 %, kloorifenolien vähenemä n. 60-70 %, toksisuus poistuu myös hyvin, sillä LC₅₀ arvot ovat n. 80-90 % ulostulevalle jätevedelle. Myös jäteveden mutageenisuus poistuu täydellisesti.

3.2

Muut metsäteollisuuden jätevedet

Laboratoriolaitteistolla on kokeiltu Enso-Fenox menetelmän soveltuvuutta lähinnä TMP- ja kuorimovesille (16). TMP-jäteveden osalta päästiin 12 h viiveellä jopa n. 93 % BOD₅ poistoon ja vielä 6 h viiveellä poisto oli 50 % (vrt. taulukko 3). Tässä kokeessa TMP-jätevedessä oli mukana myös ditioniittivalkaisu. TMP-vesi ilman ditioniittivalkaisua osoittautui yllättävän toksiseksi, LC₅₀ arvo n. 18 %. Enso-Fenox-käsittelyn jälkeen toksisuus oli kuitenkin täydellisesti hävinnyt (vrt. taulukko 4).

Taulukko 3

TMP-jätevesien käsittely Enso-Fenox laboratoriolaitteella kahdella hydraulisella kuormituksella (16)

Parametrit	Hydraulinen kuormitus m ³ /m ³ d							
	2				4			
	Syöttö	anaerobin jälkeen	ulos	%	syöttö	anaerobin jälkeen	ulos	%
BOD ₅ mg O ₂ /l	489	98	62	93	432	364	219	50
COD _{Mn}	292	51	43	85	277	232	138	50

Taulukko 4

TMP-jäteveden käsittely Enso-Fenoxilla (ei ditioniittia) viipymä 12 h (16)

Parametrit	Syöttö	anaerobin jälkeen	ulos	poisto-prosentti
BOD ₅ mg O ₂ /l	900 ± 60	319 ± 44	302 ± 12	66
COD _{Mn} "	759 ± 104	162 ± 2	133 ± 15	82
Kiintoaine mg/l	120 ± 10	79 ± 5	35 ± 4	71
Toksisuus LC ₅₀ %	18 ± 6	85 ± 5	Nontoxic > 100	--

Laboratoriokokeet TMP-jätevesillä osoittivat, että näiden vesien puhdistaminen Enso-Fenoxilla on mahdollista ja seuraavassa vaiheessa on tarkoitus testata menetelmä Pilot-mittakaavassa. Myös kuorimojätevesien osalta päästiin n. 10 h viiveellä 55 % BOD₅ poistoon, samalla myös kiintoaine ja toksisuus alenivat (taulukko 5). Kuorimovedet ovat kuitenkin yksi hankalimmista vesistä puunjalostusteollisuudessa biologisesti puhdistettavaksi. Myös tässä suhteessa laboratoriokokeet osoittivat Enso-Fenox-menetelmän toimivan kuorimovesille hyvin.

Taulukko 5

Kuorimojätevesien käsittely Enso-Fenox laboratoriolaitteistolla.
Kaksi eri kuormitusta (16)

Parametrit	Hydraulinen kuorma m ³ /m ³ d							
	1,33				2,6			
	Syöttö	anaerobin jälkeen	ulos	%	syöttö	anaerobin jälkeen	ulos	%
BOD ₅ mg O ₂ /l	149 ± 12	84 ± 6	41,5 ± 2	72	139 ± 3	91 ± 4	62 ± 0	55
COD _{Mn} "	165 ± 7	90,5 ± 26	76,5 ± 10	54	142 ± 0,5	106 ± 0,5	97 ± 3	31
TOC mg/l	110	87	54	51	120	94	74	38
Toksisuus % LC ₅₀	80	Nontoxic > 100	Nontoxic > 100	--	80	Nontoxic > 100	Nontoxic > 100	--
Kiintoaine mg/l	48	24	10	79	38	28	14	63

4.

Yhteenveto

Enso-Fenox-menetelmä soveltuu hyvin metsäteollisuuden jätevesien erillispuhdistukseen ja on näin kilpailukykyinen vaihtoehto ilmastetulle lammikolle ja aktiivilietelaitokselle lähinnä käyttö- ja investointikustannusten ansiosta (17). Menetelmän etuina on se, että biolietteen määrä minimoituu anaerobisessa leijukerrosreaktorissa ja kaksivaiheinen prosessi on helppo optimoida tilanteen mukaan. Puhdistettu jätevesi on lisäksi ympäristöystävällistä myös pitkällä aikavälillä.

5.

Kirjallisuus

1. B. Holmbom & K.-J. Lehtinen (1980). Acute toxicity to fish of kraft pulp mill waste waters. Paperi ja Puu 11: 673-684.
2. O. Seppovaara (1976). Toxiciteten hos blekeriavloppsvatten i finska förhållanden. Organiska miljögifter i vatten. Nordiska symposiet om vattenforskning. Nordforsk, 176: 113-126.
3. M. Salkinoja-Salonen, M.-L. Saxelin, J. Pere, T. Jaakkola, J. Saarikoski, R. Hakulinen & O. Koistinen (1981). Analysis of toxicity and biodegradability of organochlorine compounds released into the environment in bleaching effluents of kraft pulping. I Advances in the identification and analysis of organic pollutants in water, vol. 2. Ed. L.H. Keith, Ann Arbor Science Publ., pp. 1131-1164.

4. K. Sameshima, B. Simson & C.W. Dence (1979). The fractionation and characterization of toxic materials in kraft spent bleaching liquors. *Svensk Papperstidning* 6: 162-170.
5. K.-E. Eriksson, M.-C. Kolar & K. Kringstad (1979). Studies of the mutagenic properties of bleaching effluents. Part 2. *Svensk Papperstidning* 82 (4): 95-104.
6. S. E. Fevolden (1979). Ames mutagenicitetstest anvendt på avløpsvann. I *Toxicitetstester, Fjortonde nordiska symposiet om vattenforskning, Nordforsk, Helsinki, 1978, 2: 85-94.*
7. R.H. Voss, J.T. Wearing & A. Wong (1981). A novel gas chromatographic method for the analysis of chlorinated phenolics in pulp mill effluents. I *Advances in the identification and analysis of organic pollutants in water, vol. 2. Red. L.H. Keith, Ann Arbor Science Publ., i tryck.*
8. N. Rutishauser (1980). Zellstoffbleiche: die Abwässer der konventionellen Bleicherei und deren Behandlungsmöglichkeiten sowie Alternativtechnologien. *Proc. IX Nordiska Klorkongressen, Gävle, Sverige, 28.-29.5.1980.*
9. P. Ander, K.-E. Eriksson, M.-C. Kolar, K. Kringstad, U. Rannug & C. Ramel (1977). Studies on the mutagenic properties of bleaching effluents. *Svensk Papperstidning* 80 (14): 454-459.
10. J. Mueller, C. Leach & G.C. Walden (1977). Detoxification of bleached kraft mill effluents - a manageable problem. *Tappi* 60: 135-137.
11. A. Bjørseth, G.E. Carlberg, N. Gjøs & M. Møller (1980). Halogenated organic compounds in spent bleach liquors. Determination, mutagenicity and bioaccumulation. *Proc. 180th Nat. Meet. Am. Chem. Soc. Div. Envir. Chem., August 24-29, 1980, San Fransisco, 20, 2: 380-383.*
12. Hakulinen. R., M. Salkinoja-Salonen 1981. An anaerobic fluidised-bed reactor for the treatment of industrial wastewater containing chlorophenols. In *Biological fluidised bed treatment of water and wastewater. ed. by P.F. Cooper & B. Atkinson 1981 pp. 374-382. Ellis Horwood Publ. , Chichester, UK.*
13. Hakulinen. R., M. Salkinoja-Salonen & M.-L. Saxelin 1981. Purification of kraft bleach effluent by an anaerobic fluidized bed reactor and aerobic trickling filter at semitechnical scale. *Proc. Tappi Envir. Conf., New Orleans, April 24-27.*
14. Hakulinen. R. and M. Salkinoja-Salonen 1981. Rening av cellulosa-industrins blekeriavloppsvatten: Jämförelse mellan 5 biologiska Reaktorer. pp. 265-275 *Nordiska Symposiet om vatten forskning, Porsgrunn, 4.-7. May, 1981.*

15. Salkinoja-Salonen. M., R. Paasivuo, R. Hakulinen and O. Koistinen. A new method for biological treatment of chlorophenol-containing industrial effluent. In Aktuelle Probleme der Luftreinhaltung, Abgas, Abfall, Abwasser, Recycling. ed. by D. Behrens pp. 349-359. Verlagchemie, Weinheim.
16. Hakulinen. R. and M. Salkinoja-Salonen 1982. Treatment of pulp and paper industry wastewaters in an anaerobic fluidised bed reactor. Process Biochemistry (in press).
17. Hakulinen. R. and M. Salkinoja-Salonen 1982. Treatment of kraft bleaching effluents: comparison of results obtained by Enso-Fenox and alternative methods. Proc. Tappi Bleaching Conf. Portland, Oregon May 24-27 (in press).

TEEMA 2

IIHIMISEN TOIMINNAN VAIKUTUS POHJAVETEEN

Dos. Esko Mälkki

Kuopion vesipiirin vesitoimisto

POHJAVESI JA SEN GEOLOGINEN YMPÄRISTÖ

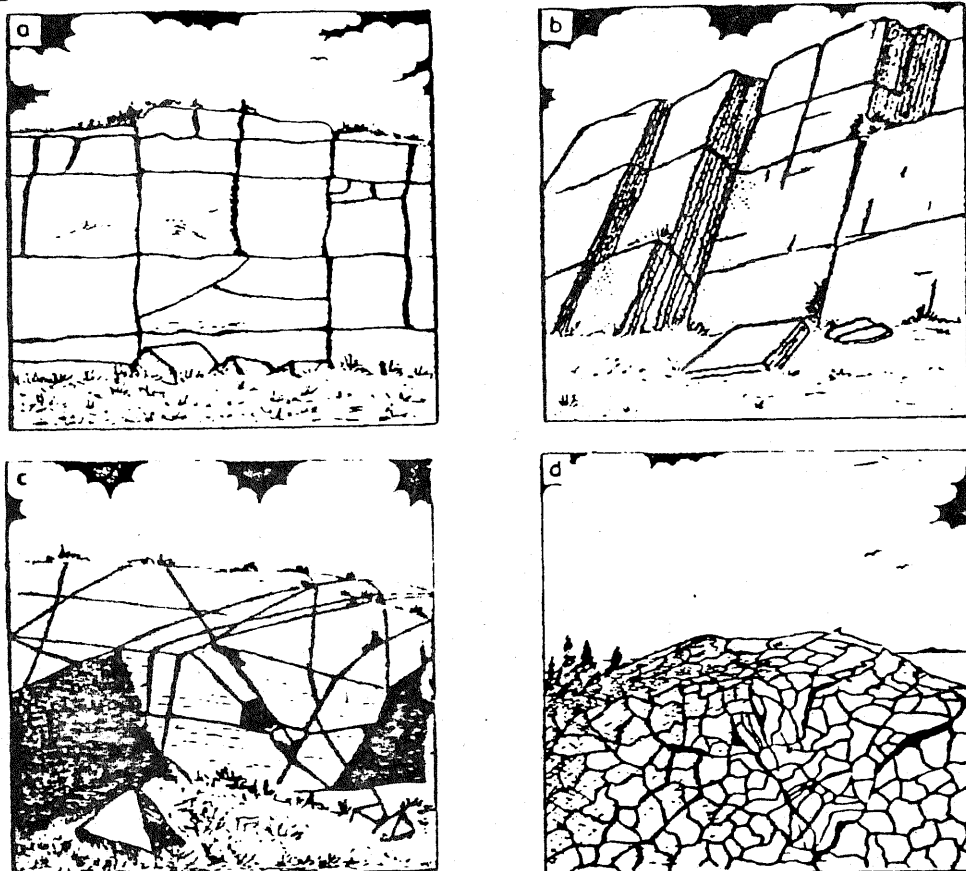
Maanpinnan alla esiintyy runsaita määriä vettä. Siitä pääosa on pohjavettä, jolla tarkoitetaan maankamaran avoimia, huokosten ja rakojen muodostamia tiloja kokonaan täyttävää ja lähinnä kiinteään väliaineeseen sitoutumattoman veden kerrostumaa.

Pohjaveden esiintyminen ja liike ovat selitettävissä yksinkertaisten luonnonlakien perusteella. Niin kuin vesistöillä on pohjansa, niin myös maanpinnan alle suotautuneilla vesillä, jotka hakeutuvat painovoiman vaikutuksesta yhä alempiin horisontteihin kerääntyen tiiviille alustalle pohjavesialtaiksi. Näiden vesikerrosta voidaan eräässä mielessä verrata vesistöön hydrologisen kierron myötä alati vaihtuvine varastoineen. Pohjaveden liike on kuitenkin hidasta. Se on huokosvettä, joka voi liikkua painovoiman vaikutuksesta, mutta liikkumista rajoittaa veden geologisen kantajamuodostuman, esimerkiksi hiekan tai moreenin aiheuttama virtausvastus. Pohjaveden virtausnopeus vaihtelee muodostumasta riippuen alle senttimetristä yli sataan metriin vuorokaudessa.

Suomen geologisissa olosuhteissa pohjaveden esiintymisympäristön muodostavat yhtäältä prekambrinen, pääosaltaan kiteinen kallioperä sekä toisaalta nuoret kvartaariset kallioperää peittävät maaperämuodostumat.

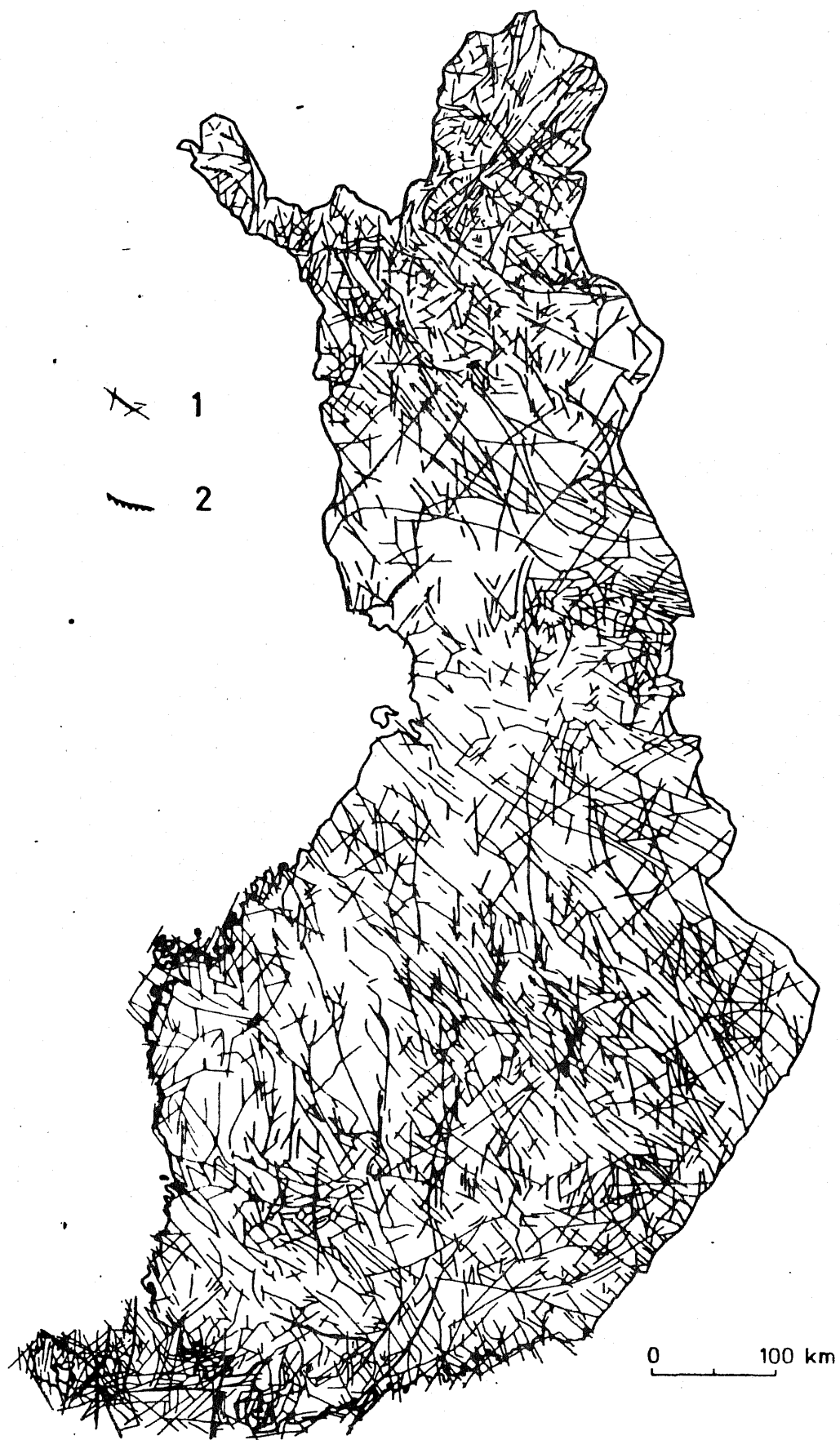
KALLIOPERÄN POHJAVESI

Kallioperän pohjavesi esiintyy pääosaltaan raoissa, joita on kaikissa kivilajikerrostumissa. Veden esiintymistä ja käyttäytymistä ajatellen voidaan erottaa kaksi pääryhmää. Pinta-alaltaan yleisimmät ovat kiinteiden kalliolohkojen pienialaiset, laajuudeltaan tavallisesti alle hehtaarin laajuiset yhtenäiset rakosysteemit, joissa pohjaveden liikkeen kannalta tehokas rakoilu ulottuu noin 100 m syvyyteen. Rakoilun määrä ja luonne riippuu kivilajista, kalliotektoonisista olosuhteista ja syvyydestä. Kuvassa 1 on esitetty kallion eri rakoilutyyppejä.



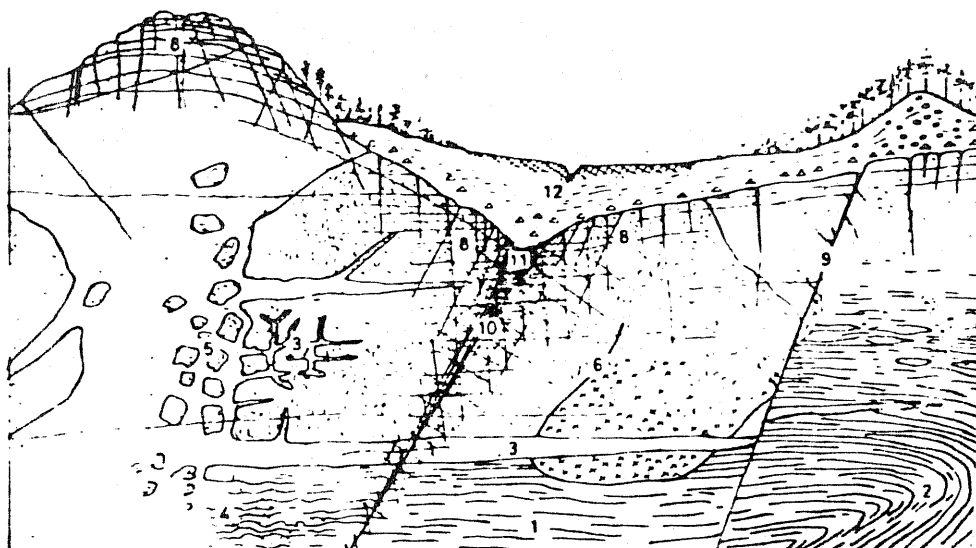
Kuva 1. Kallion eri rakoilutyypit a) Kuutiorakoilu
b) Laattarakoilu c) Kiilarakoilu d) Sekarakoilu (1)

Toisen pääryhmän muodostavat kallioperää pitkänomaisina vyöhykkeinä leikkaavat ruhjevyöhykkeiden rakosysteemit, joiden leveys vaihtelee tavallisimmin metreistä satoihin metreihin pituuden ollessa leveyteen nähden monikymmen- tai satakertainen. Hydraulisesti yhtenäisten systeemien pituus voi olla kilometrejä, mahdollisesti jopa kymmeniä kilometrejä. Vettä johtavia rakoja esiintyy yleisesti myös yli 100 m syvyydessä. Kuvassa 2 on esitetty Suomen kallioperässä kartoitettuja ruhjelinjoja. Ne edustavat vain osaa tällaisista vyöhykkeistä, jotka itse asiassa muodostavat Suomen yleisimmät akvifereiksi (l. pohjavettä kantaviksi ja johtaviksi) luokiteltavat muodostumat.



Kuva 2. Kallioperän ruhjevyöhykkeitä (H. Niini)

Ruhjevyöhykkeiden rakoilusysteemit ovat yhteydessä niitä reunustavien kiinteiden kalliolohkojen rakosysteemeihin (kuva 3). Keskinäiset vaikutussuhteet, mm. vaikutusetäisyys ruhjeista kiinteän lohkon sisälle, määräytyvät paljolti kallioperän rakennetekijöistä, mm. tektoonisten elementtien suuntauksesta.



Kuva 3. Kallioperän tektonisia rakenteita kaavamaisesti esitettynä. 8 Rakoilua, 9 Siirros, 10 Ruhjevyöhyke (2)

Kallioveden varastotilavuus on korkeintaan muutamia prosentteja kokonaistilavuudesta ja pohjavedenpinnan etäisyys maanpinnasta tavallisimmin alle 30 m.

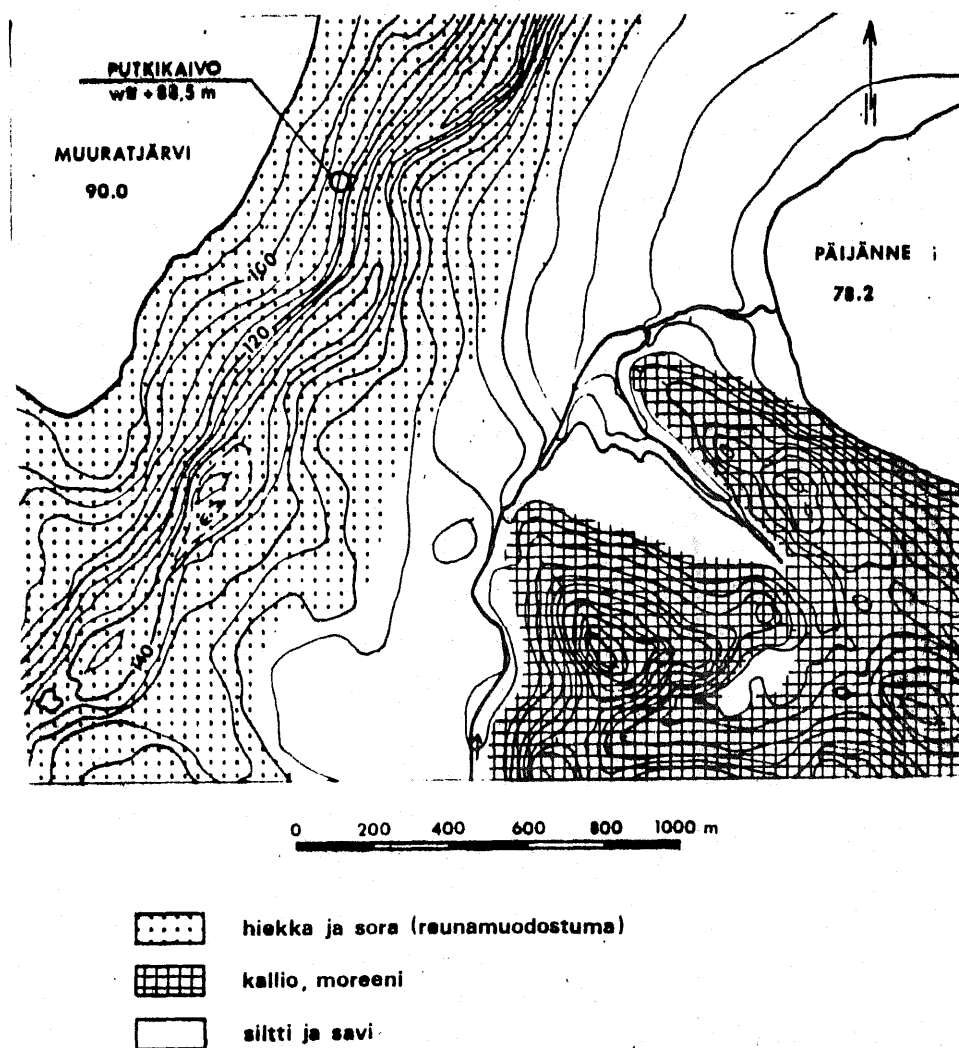
MAAPERÄN POHJAVESI

Pohjavettä esiintyy pääasiassa alavissa maastonosissa ja loivasti viettävillä rinteillä eri suuruisina altaina tai kielekkeinä. Veden kyllästämän maan huokostilavuus vaihtelee rajoissa 20-50 %. Hyödyntämiskelpoiset pohjavesivarat jakautuvat lähinnä kahteen pääryhmään.

tarpeisiin riittävä. Moreenimaiden pohjavedenpinta on yleensä alle 5 m syvyydellä maanpinnasta.

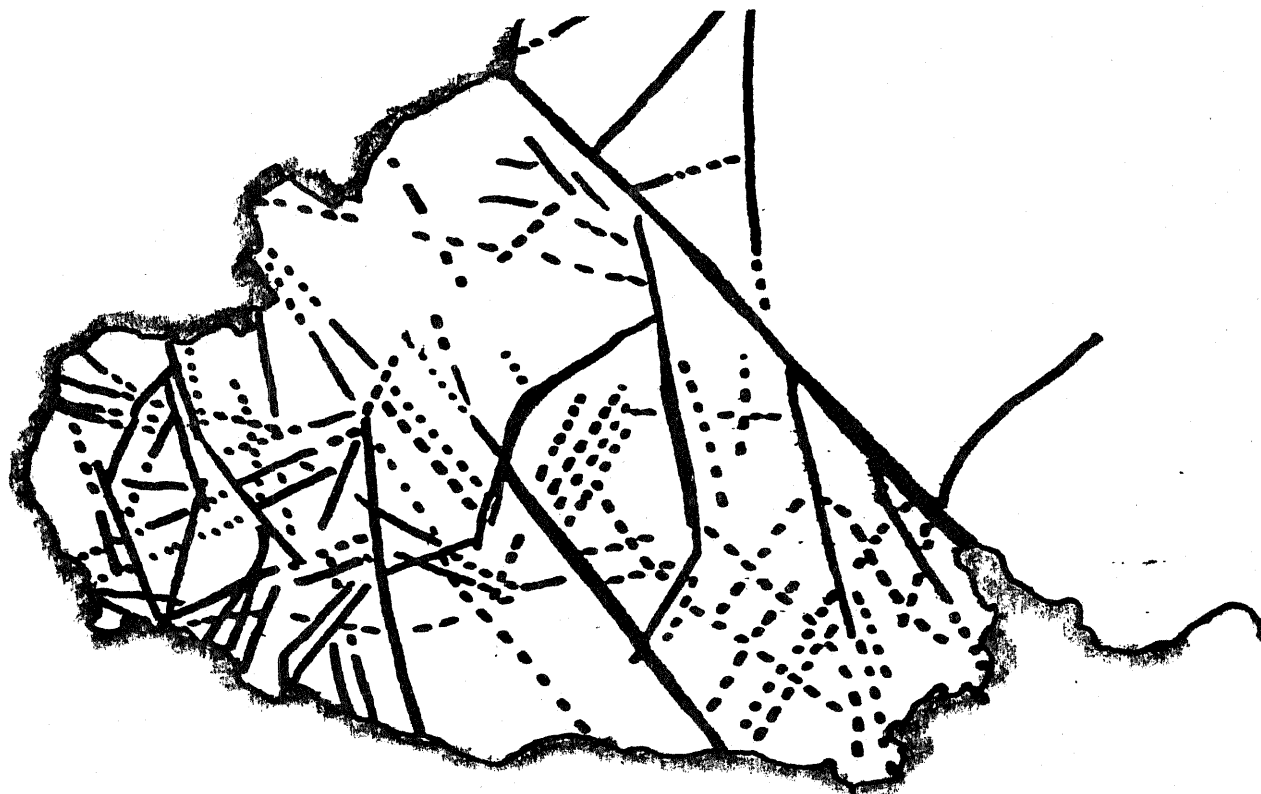
PINTA- JA POHJAVEDEN YHTEYS

Vesistöjen rannoilla tapahtuu usein jo luonnonolosuhteissa pinta-veden imeytymistä maaperään (kuva 5). Tämä ilmiö on varsin yleinen pumputtaessa pohjavettä vesistöjen läpäisevillä ranta-alueilla. Luonnontilaiset rantaviivalla olevat maaperäkerrostumat puhdistavat pintavettä ja siinä olevia likaaviakin aineita, mm. haitallisia raskasmetalleja erittäin tehokkaasti kun taas esim. erosioitunut rantaviiva saattaa laskea pintaveden lävitse lähes puhdistumattomana.



Kuva 5. Osa Muuratharjua (Muurame), johon imeytyy vettä Muuratjärvestä. (4)

Kallioperän rakoilu- ja ruhjevyöhykkeet ja niiden pohjavesi ovat usein suoraan yhteydessä vesistöön (kuva 6). Tämä rajoittaa pohjaveden ottoa erityisesti mereen kontaktissa olevilla alueilla suolaisen veden tunkeutuessa rakosysteemeihin pohjavedenpintaa alennettaessa.



Kuva 6. Kallioperän rikkoutumavyöhykkeitä (umpi- ja pilkutetut viivat). Degerbyn saari, Ahvenanmaa (5)

POHJAVESIEN LIKAANTUMISHERKKYYS JA SUOJELUTARVE

Pohjavesien suojelun kannalta voidaan seuraavia lähtökohtia pitää merkittävimpinä.

- 1) Pohjavesikerrostumat esiintyvät lähellä maanpintaa. Hiekka- ja sora-alueiden pohjavesikerrostumat ovat pääosaltaan vain vettä-läpäisevien kerrostumien peittämiä. Ne ovat siten erittäin alttiita akviferien päällä tapahtuvalle likaavalle toiminnalle. Vastaavasti merkittävä osa moreenikerrostumien sekä vähäisempi osa kalliopohjavedestä on geologisista olosuhteista johtuen varsin likaantumisaltis.

- 2) Pohjavedet ovat jakautuneet kymmeniin tuhansiin erillisiin pohjavesialtaisiin, joiden keskinäinen yhteys joko puuttuu tai on heikko. Likaantumisriskit ja muutokset ovat siten paikallisia mutta runsaslukuisia.
- 3) Ensisijaisesti suojeltavien, yhteiseen vedenhankintaan soveltuvien ja tarvittavien pohjavesialueiden pinta-ala on noin 3 % maan kokonaispinta-alasta. Tästä noin puolet on ns. tärkeitä pohjavesialueita, jotka tarvitaan yhdyskuntien ja vastaavien vedenhankintaan sekä loppuosa muuhun tarpeeseen tarvittavia alueita. Näiden ohella suojelun piiriin kuuluvat haja-asutuksen vesilähteinä olevat muut alueet, lähinnä moreenimaiden ja kallio-perän vedet, joissa ihmisen toiminnan vaikutusta pohjaveteen olisi tarkasteltava näiden olosuhteiden erityisvaatimusten mukaisesti.

Kirjallisuusviitteet

1. Korhonen, K-H., Gardemeister, R., Jääskeläinen, H., Niini, H., Vähäsarja, P. Rakennusalan kallioluokitus. Valtion teknillinen tutkimuskeskus, Geotekniikan laboratorio. Tiedonanto nro 12. Otaniemi. 1974
2. Maa- ja kalliorakennus. Suomen Rakennusinsinöörien liitto r.y. Jyväskylä. 1976
3. Mälkki, E. & Natukka, A. Lounais-Suomen ja Länsi-Uudenmaan pohjavesivarat. Maalaiskunta 5/1968.
4. Mälkki, E. The deep investigation technique in practical ground-water survey. Vannet i Norden 3/1980.
5. Grundvattenundersökningar i Föglö och Brändö kommuner i Ålands Skärgård, SW Finland. Julkaisematon Pro-gradu-tutkielma. Åbo Akademi 1982.

SORANOTON JA KAAATOPAIKKOJEN AIHEUTTAMA RISKI

Pohjavesiesiintymät ovat yleensä hiekka- ja sora-alueita, joilla ihmisen toiminta aiheuttaa riskejä pohjaveden laadulle ja määrälle. Vettä hyvin läpäisevillä hiekka- ja sora-alueilla lika-aineita saattaa päästä pohjaveteen sellaisenaan tai sade- ja sulamisvesien mukana.

Pohjaveden kannalta riskitekijöitä ovat esim. polttoaineiden tai vastaavien kuljetus ja varastointi hiekka- ja sora-alueella. Riskitekijöitä ovat myös erilaiset jätekasat ja kaatopaikat sekä pohjavesipintaan tai sen alapuolelle ulottuva kaivutoiminta. Tähän ryhmään on luettava myös toiminta, jolla alennetaan pohjaveden pintaa ja aiheutetaan muutoksia pohjaveden laadussa.

Liiallinen soranotto tai maankaivu yleensä voi aiheuttaa pohjavesihaittoja ilman ulkopuolisia likaantumistekijöitä. Mm. pohjavesiesiintymän antoisuus ja käyttökelpoisuus voivat oleellisesti vähentyä (pohjavedenpinnan aleneminen purkaantumisen johdosta, paljastetusta vesipinnasta tapahtuva haihtuminen sekä virtausolosuhteissa tapahtuvat muutokset).

Soranoton johdosta pohjaveden laatu saattaa heikentyä, kun vajovesiä puhdistava maakerros ohentuu tai kokonaan poistuu. Tällöin vaakasuora virtausmatka ja viipymä lyhenee. Soranoton aikana pohjavesilammikot samenevat joksikin ajaksi. Vaikutus voi tällöin ulottua vedenottamolle, jos se sijaitsee kaivu-kohteen lähellä.

Sora-alueilla kaivetuissa avoimissa pohjavesilammikoissa voi tapahtua veden laadun huonontumista sen muuttuessa pinta-veden kaltaiseksi. Tällaiset lammikot voivat muuttaa pohjaveden hygieenistä tilaa sekä rauta- ja mangaanipitoisuutta soranottoalueen ulkopuolella. On myös huomattava, että lammikot ovat herkkiä ulkopuoliselle likaantumiselle.

Kaivinlaitteiden huollon sekä kuormaus- ja kuljetuskaluston rikkoutumisen yhteydessä maaperään saattaa imeytyä bensiiniä tai öljyä. Näiden pääsy pohjaveteen on estettävä tällöin välttämättömillä torjuntatoimenpiteillä. On myös huomattava, että pohjaveden kannalta riskitekijöitä ovat sorakuoppiin sijoitetut murskaus-, öljysoraa ja asfalttiasemat sekä polttoainesäiliöt. .

Oman riskitekijänsä pohjaveden kannalta muodostavat myös kaatopaikat, jotka on syystä tai toisesta sijoitettu vanhoihin sorakuoppiin. Näiden kautta pohjaveteen saattaa joutua jäteöljyä, sakokaivo- ja puhdistamolietettä sekä erilaisia teollisuuden jäteaineita usein pitkienkin aikojen kuluttua kaatopaikan sulkemisesta.

Pohjavedessä kaatopaikkojen vaikutus ilmenee rauta- ja mangaanipitoisuuden sekä suolapitoisuuden kohoamisena, haju- ja makuhaittana sekä typpiyhdisteiden ja orgaanisten ainesten määrän kohoamisena. Vedessä voi tällöin olla myös raskasmetalleja sekä kemiallisia yhdisteitä. Tavallisesti tällainen vesi on myös hygienisesti saastunutta.

Uusien kaatopaikkojen aiheuttama riski pohjavedelle on yleensä vähäinen, koska ne pyritään sijoittamaan alueelle, jonka maaperä on huonosti vettäläpäisevää. Sijoituspaikkaa haettaessa on myös otettava huomioon vesistövaikutukset sekä valvontaan liittyvät toimenpiteet.

TYPPIYHDISTEIDEN ESIINTYMINEN POHJAVEDESSÄ

Pohjaveden typpiyhdisteistä merkittävimmät ovat nitraatti ja ammoniakki. Nitriittien määrä on yleensä hyvin vähäinen ja informaatioarvo suhteellisen pieni.

Nitraateilla on merkitystä nimenomaan juomaveden kannalta, koska suuret nitraattipitoisuudet voivat olla kohtalokkaita imeväisikäisille. Tämän vaaran perusteella mm. lääkintöhallituksen ylimmät sallitut pitoisuudet on annettu. Samoin nitriittien raja-arvo on annettu uusissa ohjeissa terveydellisin perustein, kun aikaisemmin nitriittiraja oli asetettu indikaattori-arvon perusteella. Sekä nitriiteistä että nitraateista voi myös muodostua aineenvaihdunnassa nitrosoamiineja, joiden epäillään aiheuttavan syöpää, mutta suurelta osalta asia on vielä selvittämättä. Myöskään määrät juomavedessä eivät ole merkittäviä ruoan mukana saatujen määrien suhteen.

Ammoniakki osoittaa yleensä tuoretta pilaantumista. Yleensä tällöin myös bakteerien lukumäärä ja permanganaattiluku ovat kohonneet. Samoin veden nautittavuus yleensäkin on alentunut.

Ammoniakkia voi joskus esiintyä myös paikoissa, joissa ei jätevesiä ole päässyt pohjaveteen. Tällaisia paikkoja on etenkin Pohjanmaalla, jossa on vanhoja merenalaisia kerrostumia. Orgaaniset typpiyhdisteet eivät ole saven alla hapettuneet nitraatiksi vaan pysyneet ammoniakkina, jota voi löytyä jopa yli 10 mg/l. Tällöin usein vesilaitoksen jakamassa talousvedessä löytyy huomattavia nitriittimääriä.

Ammoniakki muuttuu luonnossa nitriitin kautta nitraatiksi (nitrifikaatio), jossa reaktiossa kuitenkin nitriittien määrä pysyy hyvin alhaisena. Tästä reaktiosta huolimatta nimenomaan pohjavedessä nitraatti ja ammoniakki harvoin esiintyvät yhtä aikaa, joten nitraattimäärät eivät osoita tuoretta saastumista jätevesillä. Nitrifikaation tapahtuminen pohjavesiololoissa on huomattavasti hitaampaa kuin pintavedessä.

Laajempia tutkimuksia, joissa pohjavedestä on mitattu typpi-yhdisteitä on Maataloushallituksen kaivovesitutkimus (1958-59), Vesihallituksen vesihuoltotilasto (1970-), Geologisen tutkimuslaitoksen pohjavesitiedosto (1978-82), vesihallituksen kalliokaivotutkimus (julkaisematon), vesihallituksen pohjaveden tausta-asemat (1975-) ja Pönkän väitöskirja (1981). Kuntien terveyslautakunnilla on ilmeisesti paljon tietoa kaivojen typpi-yhdisteistä, mutta tiedon saaminen on työlästä kuntien lukumäärän ja aineiston käsittelijän puutteen takia.

Seuraavassa on taulukko nitraattipitoisuuksien keskiarvosta eri tutkimuksissa.

keskiarvo NO ₃ mg/l	kohde	tutkimus ja julkaisuvuosi
0.5	ei asutusta	Pönkkä (1981)
0.6	lähteet ei asutusta Pohjois-Suomi (1975)	vesihallitus (Soveri) (-)
0.9	lähteet ei asutusta Etelä-Suomi (1975)	vesihallitus (Soveri) (-)
1.9	vesilaitokset Ruotsi, 1977	VAV (1977)
2.7	koko aineisto (Etelä-Suomi)	Pönkkä (1981)
3.1	vesilaitokset Suomi 1980	vesihallitus (Sipilä) (-)
6.4	asuttu alue	Pönkkä (1981)
6.6	kallioporakaivot 1978-82	vesihallitus (Rönkä) (-)
9.3	kaivoja, lähteitä, kalliokaivoja 78-81	Geologinen tutkimus- laitos (Taka) (-)
13	kaivotutkimus 1958-59	maataloushallitus (Wäre) (1961)
14	vesilaitokset Saksa, 1975	Aurand, Hässelbarth, Müller (1980)

Wäreen kaivovesitutkimuksen mukaan 12 % tutkituista näytteistä ylitti 30 mg/l, mikä on samaa suuruusluokkaa kuin Geologisen tutkimuslaitoksen aineistossa. Eniten ylityksiä oli Lapin läänissä (24 %) ja vähiten Uudenmaan läänissä ja Ahvenanmaan maakunnassa (5 %). Vesilaitoksilla vain 0,5 % (= 2 kpl) raakaveden nitraattimäärä ylitti 30 mg/l.

Ammoniakin esiintyminen pohjavedessä

keskiarvo NH ₄ mg/l	kohde	tutkimus ja julkaisuvuosi
0.09	vesilaitokset 1980	vesihallitus (Sipilä) (-)
0.22	pohjavesialueet	Pönkkä (1981)
0.38	kaivotutkimus	maataloushallitus (Wäre) (1961)
0.73	kallioporakaivot	vesihallitus (Rönkä) (-)

Ammoniakkimäärän 1,0 mg/l ylitti 6 % kaivoista ja 1 % vesilaitosten raakavesistä. Vastaavat osuudet yli 0,1 mg/l NH₄ olivat 20 % ja 9 %.

Pohjaveteen typpiyhdisteitä joutuu lähinnä ihmisen toiminnan tuloksena lukuun ottamatta Pohjanmaan vanhoja merenpohjakerrostumia. Mahdollisia vaikuttavia tekijöitä ovat maanviljely, karjanhoito, asumajättesi-vuodot, kaatopaikat, turkistarhaus, teollisuuden jäteveden sadetus ja ilman kautta tuleva kuormitus. Siitä kuitenkin ei ole tietoa, mitkä toiminnot sitä eniten aiheuttavat eikä myöskään selvää kuvaa siitä, mistä tulee ammoniakkia ja mistä nitraattia. Vesihallituksessa on asiasta meneillään selvitys.

Koska vesilaitokset ovat yleensä antoisilla pohjavesialueilla, on niiden laatu huomattavasti parempaa kuin varsinaisten pohjavesialueiden ulkopuolella olevien kaivojen. Kuitenkin pohjavesilaitosten raakaveden laadussa on havaittavissa lievää nitraattimäärän nousua. Yli 5 mg/l olevia tuloksia oli vuosina 1973 12 %, 1977 18 %, 1980 19 %. Onko nousu todellista vai näennäistä, ei ole tutkittu.

Lääkintöhallituksesta saatujen tietojen mukaan yhä enenevässä määrin tulee tietoja yksityisistä kaivoista, joissa nitraattimäärä ylittää 30 mg/l. Koska nitraatin poistolle ei edes vesilaitosmittaavassa, saati sitten yhden talouden puitteissa, ole käyttökelpoista menetelmää, jää ainoaksi vaihtoehdoksi hankkia talousvesi muualta. Useimmiten se ei ole mahdollista saada läheltä, koska nitraattimäärät ovat yleensä kohonneet laajemmin alueella.

Kansainvälistä vesihuoltokonferenssia varten tehdyssä selvityksessä eri maiden pohjaveden suojelusta v. 1982 todettiin, että lähes joka maassa suurimpana pohjaveden käytön ongelmana oli nitraatti. Nitraatin poiston vaikeuden takia korostettiin pohjaveden suojelun merkitystä.

DI Meeri Toivio

Kokkolan vesipiirin vesitoimisto

TURKISTARHOJEN VAIKUTUS POHJAVESIIN

YLEISTÄ

Terveystenhoitolain (469/65) perusteella tulee turkistarhan perustamiseen saada terveystalokunnan sijoituslupa. Harkintansa mukaan lautakunta pyytää vesiviranomaisen lausunnon. Vesiviranomaiset arvioivat sijoituspaikkaa koskevan hakemuksen johdosta antamassaan lausunnossa, voidaanko tarha perustaa alueelle siten, ettei se aiheuta vaaraa pinta- tai pohjavesille. Lausunnossa voidaan esittää vaatimus suojatoimenpiteistä, joiden katsotaan edesauttavan vesien puhtaana säilymistä. Rakennuslupamenettelyn osalta on kirjauutta eri puolella maata. Takavuosina tarhoja perustettiin yleisesti ilman minkäänlaisia lupia.

Asetus vesiensuojelua koskevista ennakko-toimenpiteistä (283/62 muut. 429/70) ei edellytä turkistarhan perustamisesta ennakkoilmoitusta vesiviranomaisille, mutta tarhan yhteyteen perustettavasta rehunsekoittamosta ilmoitus on tehtävä. Pintavesien pilaamiseen voi vesioikeus vesilain (282/61) 10. luvun perusteella tietyillä edellytyksillä myöntää luvan. Pohjavesien pilaamiseen ei vesilain perusteella voida myöntää lupaa.

Turkistarhauksen vaikutusta pinta- ja pohjavesiin on Juha Helin selvittänyt diplomityössään [1]. Vesihallitus on 1979 laatinut valvontaohjeen turkistarhojen vesiensuojelutoimenpiteistä. Tällä hetkellä turkistarhojen vesiensuojelutoimenpiteitä ja niiden toteuttamisedellytyksiä selvitetään vesihallituksen asettamassa työryhmässä, joka saa työnsä päätökseen tämän vuoden loppuun mennessä. Tutkimuksen seurantar ryhmään kuuluvat edustajat Suomen Turkiseläinten kasvattajien liitosta, maa- ja metsätalousministeriöstä, lääkintöhallituksesta, maatilahallituksesta, kehitysaluerahastosta, riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksesta ja vesihallituksesta. Lisäksi vesihallinnossa selvitetään rehunsekoittamoiden jätevesien käsittelymenetelmiä yhteistyönä turkistuottajien kanssa. Tutkimus valmistuu vuoden 1983 loppuun mennessä.

LANTAMÄÄRISTÄ JA HUUHTOUTUMISESTA

Turkistarhoilla kertyy vuodessa noin 150 tonnia lantaa ja 135 tonnia virtsaa hehtaaria kohti, kun hehtaarin alueella tuotetaan 6000 minkin nahkaa. Em. ulostemäärät sisältävät 1000 kg fosforia ja 5300 kg typpeä.

Minkin lannan ravinnepitoisuus on seitsemänkertainen lehmän, nelinkertainen sian ja kaksinkertainen kanan vastaaviin pitoisuuksiin verrattuna [1].

Juha Helin on tutkimuksessaan arvioinut erikokoisten minkkitarhojen potentiaalisia asukasvastinelukuja ja tarhoilla syntyviä ravinnemääriä seuraavasti:

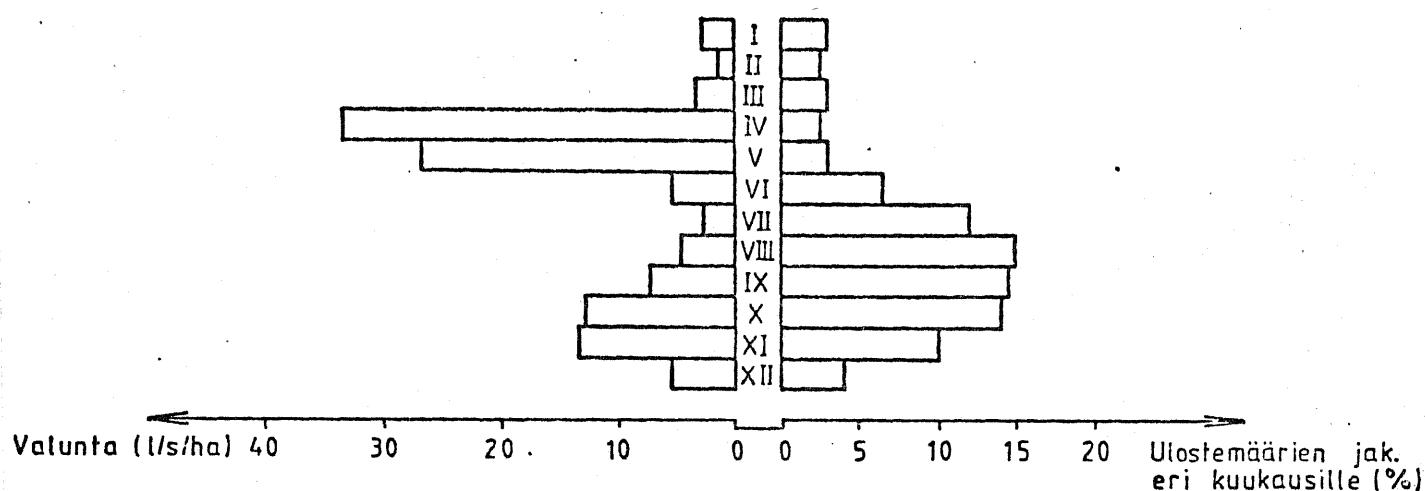
Tarhan kokoluokka	Tuotettu nahkamäärä	Tarhojen lukumäärä v. 1978	Tuot. osuus %	Ravinnemäärä fosfori (P)	kg/a typpi (N)	Keskimääräinen AVL (P)
pieni	1-100	493	0,4	0-30	1-150	0-16
	101-500	483	4,2	30-151	151-750	16-77
	501-1000	488	10,5	151-301	751-1499	77-153
	1001-3000	831	41,2	301-903	1500-4497	153-458
keskisuuri	3001-5000	107	11,8	903-1505	4498-7495	458-763
	5001-10000	49	9,4	1505-3010	7496-14990	763-1535
suuri	yli 10000	34	22,5	yli 3010	yli 14990	yli 1525

Kettutarhoilla asukasvastineluvut ja ravinnemäärät ovat:

Tarhan kokoluokka	Tuotettu nahkamäärä	Tarhojen lukumäärä v. 1978	Tuot. osuus %	Ravinnemäärä fosfori (P)	kg/a typpi (N)	Keskimääräinen AVL (P)
pieni	1-100	1068	5,1	0-17	1-83	0-27
	101-500	1070	36,5	17-84	84-416	27-137
keskisuuri	501-1000	231	21,4	84-167	417-833	138-275
	1001-3000	91	18,6	167-501	834-2499	275-825
	3001-5000	9	4,2	501-835	2500-4165	825-1347
suuri	5001-10000	2	1,5	835-1670	4166-8330	1347-2749
	yli 10000	5	12,7	yli 1670	yli 8330	yli 2749

Vuonna 1979 maamme turkistarhoilla ulosteet sisälsivät yhteensä noin 1000 tonnia fosforia ja 5000 tonnia typpeä, mikä vastaa noin miljoonan ihmisen tuottamia ravinnemääriä.

Turkistarhoilla huuhtoutuvien aineiden määrään vaikuttavat kuormituslähteen suuruus, joka turkistarhoilla riippuu eläinmääristä ja ulosteiden poistotiheydestä, valunnan suuruus ja maalaji. Lisäksi alueen peruskuivatustavalla, viettosuhteilla ja varjotalon rakenteilla on olennainen vaikutus tarhan aiheuttamaan kuormitukseen. Räystään pituudesta ja varjotalon alustan muodosta riippuu, kuinka paljon sade- ja sulamisvedet pääsevät huuhtomaan häkkien alle kertyneitä ulosteita.



Kuva 1. Valunnan keskimääräiset kuukausikeskiarvot Etelä-Pohjanmaan jokivesistöissä ja minkkitarhojen koko vuoden ulostemäärien suhteellinen jakautuminen [1].

Huuhtoutumista lisää syksyllä tarhaustoiminnan huippukohdan ja syysylivaluman ajoittuminen samaan aikaan. Vaikka keväällä tulva-aikana tarhojen ominaiskuormitus on pienimmillään, saattaa huuhtoutuma kohota huomattavan suureksi, ellei talven aikana kertynyttä lantaa ole tehokkaasti poistettu ennen ylivalumakautta.

POHJAVEDEN LIKAANTUMINEN TURKISTARHA-ALUEILLA

Sade- ja sulamisvesien mukana maaperään imeytyvät ulosteet saattavat liata pohjaveden tarha-alueella ja ympäristössä. Arveluttavimpia ovat harjalueilla sijaitsevat tarhat. Kuitenkin varsin usein myös vähemmän vettä läpäisevillä alueilla sijaitsevat tarhat voivat pilata lähialueen kivojen veden.

Tarhojen vaikutus pohjaveteen voidaan parhaiten todeta typpiyhdisteiden pitoisuuksien kasvuna. Ammonium- ja nitraatti-ionit eivät juuri varastoidu maahan, vaan huuhtoutuvat herkästi. Helinin arvion mukaan saattaa har-

ju-alueilla sijaitsevalta tarhalta imeytyä maahan jopa 2000 - 4000 kg typpeä hehtaarilta vuodessa. Pohjaveteen asti tästä määrästä pääsee vain osa.

Fosfori on lannassa pääasiassa kiintoaineeseen sitoutuneena. Happamassa maassa fosfaatti-ioni sitoutuu raudan, alumiinin ja mangaanin kanssa ja vähemmän happamassa maassa kalsiumin kanssa, joten pohjaveteen joutuva fosforimäärä jää vähäiseksi.

Helin tutki turkistarhan vaikutusta pohjavesiin kahdessa kohteessa. Toinen tarha-alue sijaitsee varsinaisen harjualueen reunassa olevalla hiekkamaalla Kokkolassa ja toinen alue sijaitsee harjualueella Kaustisella.

Kokkolan kaupungin vuokraamalla tarha-alueella on tarhaustoimintaa harjoitettu toistakymmentä vuotta. Alueella on useita tarhoja, joiden tuotanto vuonna 1979 oli yhteensä noin 5000 minkin ja 2000 ketun nahkaa.

Tarha-alue ympäristöineen on hiekkamaata, jossa pohjaveden pinta on varsin ylhäällä, vain 1,7 - 1,8 metrin etäisyydellä maanpinnasta. Pohjavedenpinnan kaltevuus oli kesäkuussa 1980 tehdyn mittauksen perusteella 0,4 % ja pohjaveden virtaussuunta on luoteeseen (kuva 2).

Vesinäytteet otettiin pohjaveden virtaussuunnassa 440 metrin matkalta 5 pisteessä sekä vertailupisteestä.

Tarha-alueella vesi oli pilaantunut (NH_4 - ja NO_3 -pitoisuudet 200-300 mg/l). Pohjavesi oli typpiyhdisteiden likaama vielä 200-300 metrin etäisyydellä tarha-alueesta. Typpiyhdisteiden pitoisuudet vaihtelivat vuodenajoittain. Keväällä pitoisuudet olivat suurimmillaan ja talvella pienimmillään, jolloin jäässä oleva maaperä esti ravinteiden imeytymisen (kuva 3).

Kaustisella tutkittava tarha-alue sijaitsi vedenottamon kaukosuojavyöhykkeen rajalla (kuva 4) noin 600 metrin etäisyydellä vedenottamosta. Tarha-alueella pohjavettä peittää noin 3 metrin hiekkakerros. Tarhan ja vedenottamon välinen alue on hiekkamoreenia. Pohjavesi virtaa vedenottamolle päin. Tarha on perustettu noin 10 vuotta ennen pohjavedenoton aloittamista. Pohjaveden laatu on ollut moitteeton.

Tarha-alueelta pääsee harjun pohjavesivarastoon normaalia enemmän typpiyhdisteitä sisältävää vettä. Kuitenkin lievästi kohonneita typpipitoisuuksia on havaittu vain sekoittumiskohdan välittömässä läheisyydessä n. 400 m päässä vedenottamosta.

Saman harjualueen luoteispäässä noin 2,0 km:n etäisyydellä vedenottamosta on laajempi tarhausalue sekä kaksi rehunsekoittamo ja destruktiolaitos. Pohjois-Suomen Vesitutkimustoimiston suorittamassa tarkkailussa vuosina 1981-1982 on todettu veden ammoniumtyppipitoisuuksien kohonneen jonkin verran. Tulosten perusteella vaikuttaa siltä, että pohjaveden virtaus-suunta on luoteeseen, ts. poispäin vedenottamolta. Alueen vettä ei kohonneen typpipitoisuuden takia käytetä turkiseläimille juomavedeksi.

TOIMENPITEET POHJAVESIKUORMITUKSEN PIENENTÄMISEKSI

Uusia tarhoja ei tule sijoittaa pohjavesialueille eikä liian lähelle yksityisten kaivoja. Helin [1] suosittelee keskikokoiselle tarhalle hiekkamaalla vähintään 500 metrin etäisyyttä lähimmästä kaivosta ja huonommin vettä johtavilla mailla vähintään 200 metrin etäisyyttä (kuva 5).

Tarha-alueen peruskuivatus on järjestettävä siten, etteivät ulkopuoliset vedet pääse tarha-alueelle.

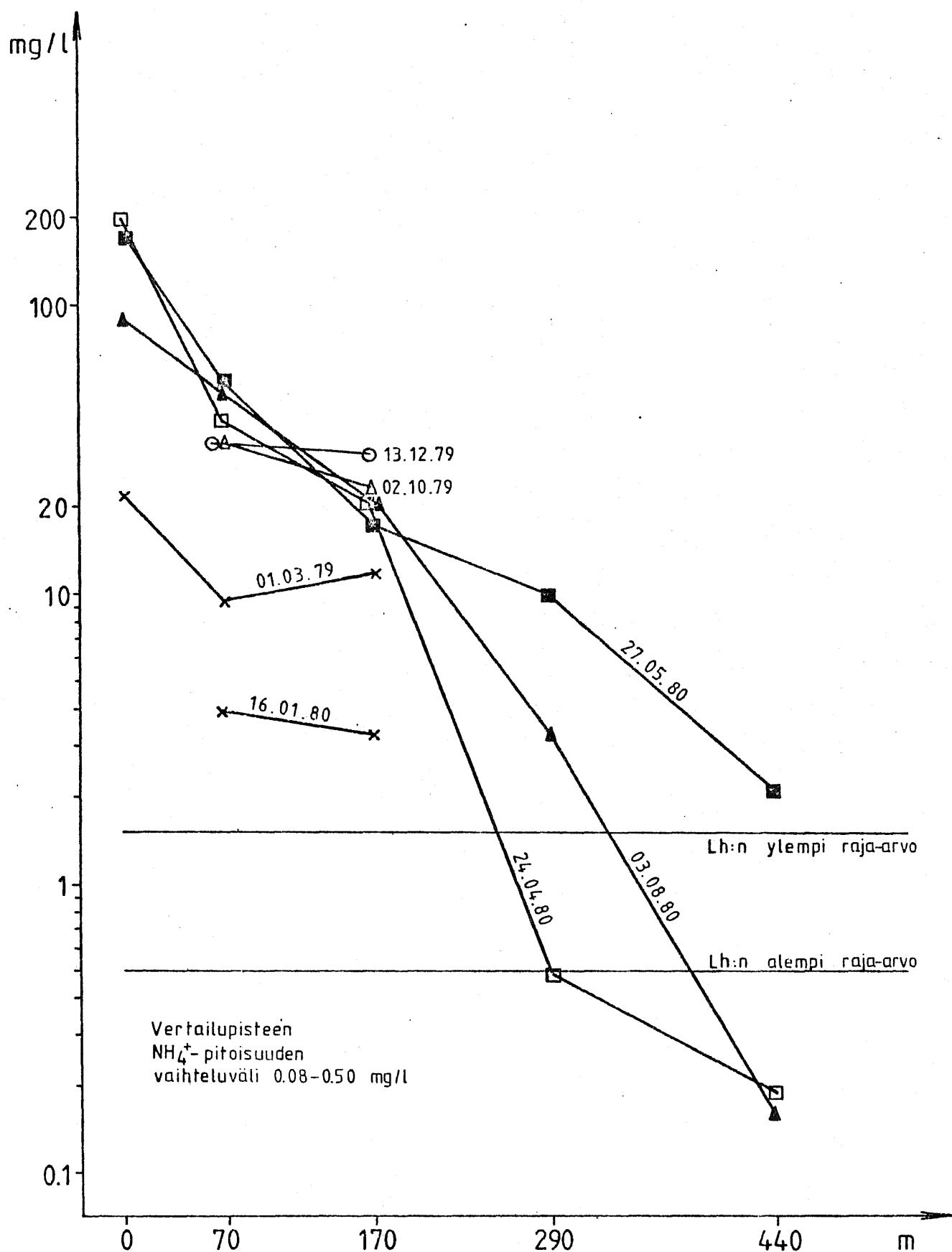
Varjotalojen riittävän pitkät katonlappeet ($l > 2,4$ m) ja räystäskourut estävät sade- ja sulamisvesien pääsyn liettämään kerääntynyttä lantaa, mikäli häkkien alla on riittävän korkea hiekkapatja.

Tarhan hoidon tehostaminen pienentää pohjaveden likaantumisvaaraa. Ulos-teiden viikottainen poisto ja runsas kuivikkeiden käyttö sekä varjotalon alla olevan hiekan vaihto ainakin kerran vuodessa pienentävät maahan imeytyviä ravinnemääriä. Mainittakoon, että Helinin tutkima tarha Kaustisella hoidetaan erittäin hyvin.

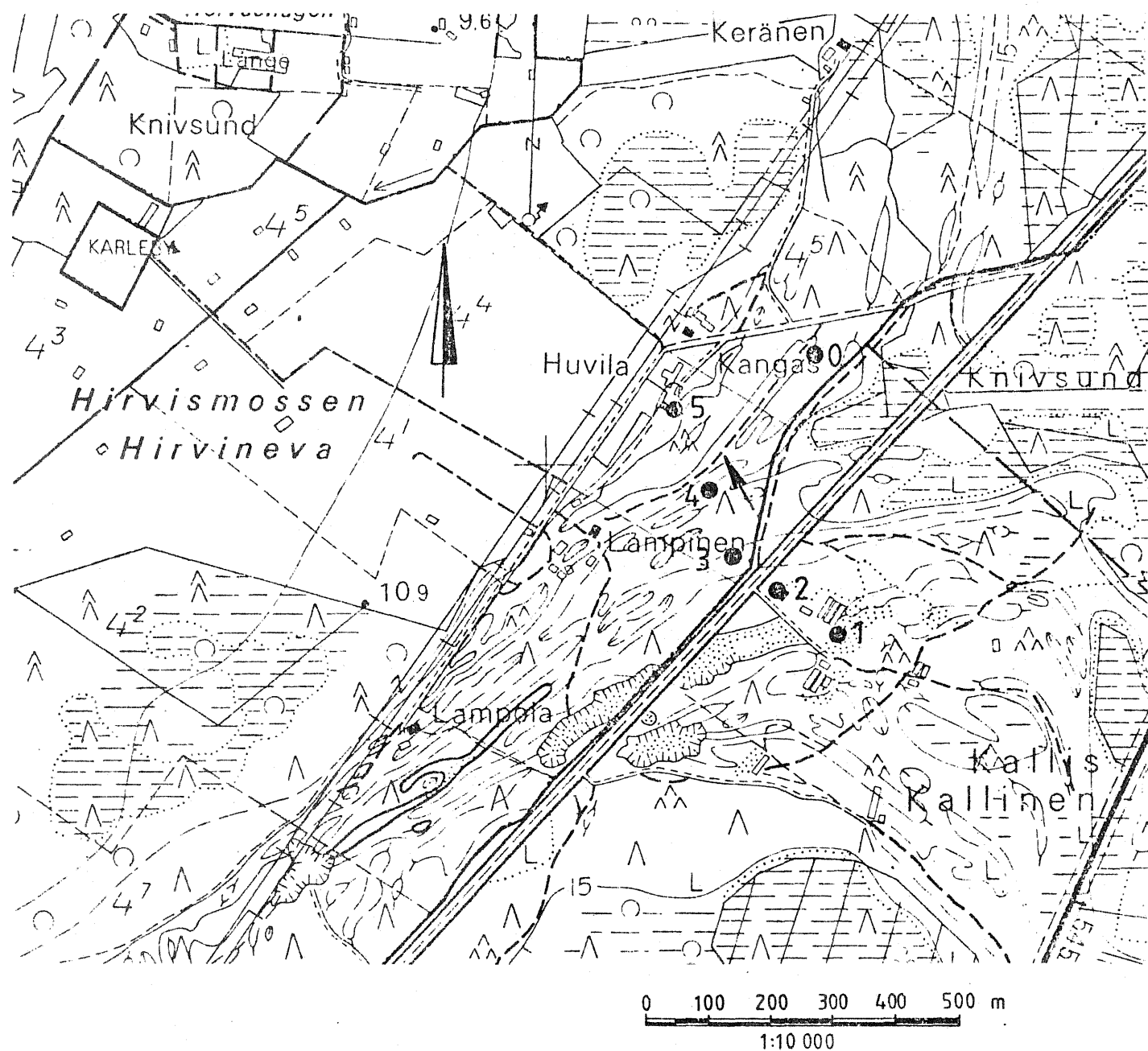
Parhaimman suojan antavat tiiviit alustat, jollaisia ei kuitenkaan ole käytössä Vaasan läänissä. Koko valtakunnan turkistarhoista Vaasan läänissä on yli 90 %.

Kirjallisuutta:

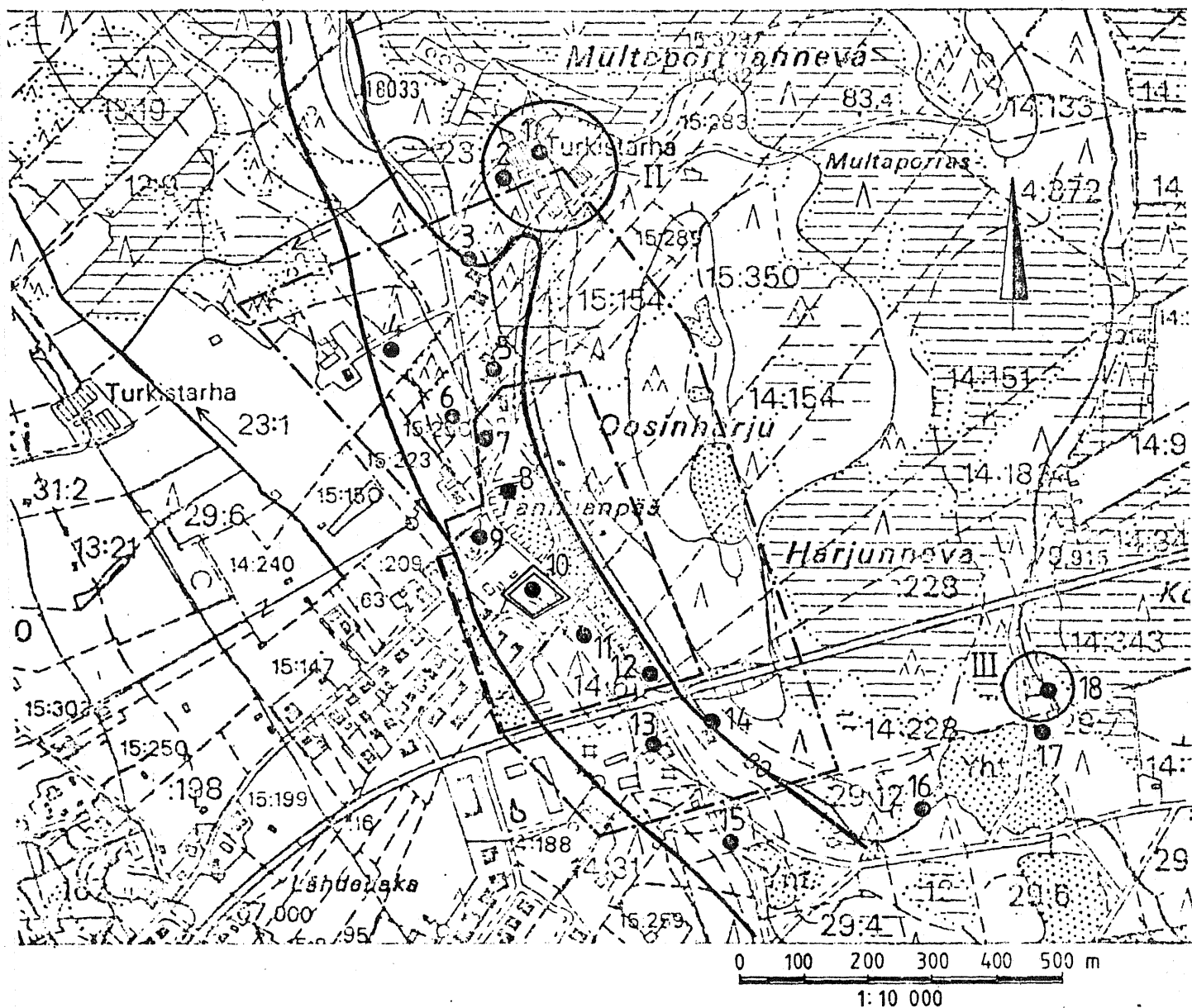
1. Helin, J. 1981. Turkistarhojen vaikutus pinta- ja pohjavesiin. Diplomityö Teknillisessä korkeakoulussa
2. Vesihallitus. 1979. Vesiensuojelunäkökohdat turkistarhojen valvonnassa (Valvontachje nro 49)
3. Mäkelä, M. 1981. Turkistarhan jätevedet ja niiden käsittely, INSKO 154-81.



Kuva 2. NH₄⁺-PITOISUUDET ERI ETÄISYYKSILLÄ JA ERI VUODENAIKONA VAASANTIEN TURKISTARHA-ALUEELLA (Helin, 1981)








POHJAVESITUTKIMUSKOHTENA OLEVA KOKKOLAN
JA KRUUNUNKYLÄN VÄLILLÄ SIJAITSEVA TURKISTARHA-
ALUE I JA NÄYTTEENOTTOPISTEIDEN SIJAINTI (Helin, 1981)

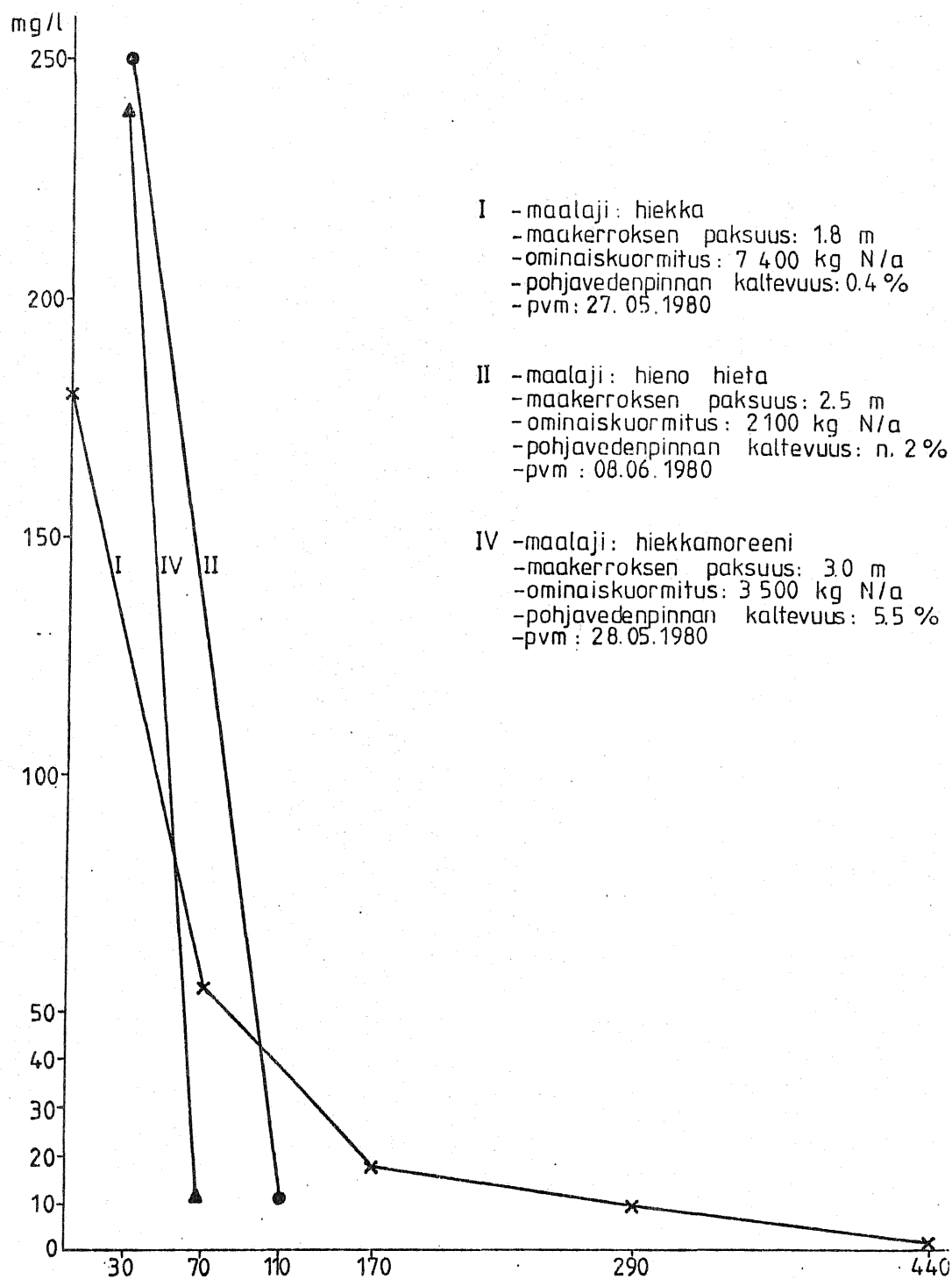


TUTKITTAVIEN TARHA-ALUEIDEN II JA III SEKÄ
NÄYTTEENOTTOPISTEIDEN SIJAINTI KAUSTISEN KUNNAN
POHJAVEDENOTTAMON LÄHIALUEELLA (Helin, 1981)

MERKKIEN SELITYKSET

- | | |
|---|---------------------------------|
|  | harjun vettä johtava kerrostuma |
|  | havaintopiste |
|  | vedenottamoalue |
|  | lähisuojaväyhyke |
|  | kaukosuojaväyhyke |

Kuva 4.



Kuva 5 AMMONIUMIONIPITOISUUDEN (NH_4^+) PIENENTYMINEN POHJAVEDEN VIRTAAUSSUUNNASSA ERI MAALAJEILLA TOUKO-KESÄKUUN VAIHTEESSA, JOLLOIN PITOISUUDET OVAT SUURIMMILLAAN (Helin, 1981)

LANNOITUS- JA KASVINSUOJELUAINEIDEN KÄYTTÖ

Yleistä

Teknis-kemiallista maanviljelyä arvostellaan ekologisten tekijöiden unohtamisesta. Tällöin tarkoitetaan useimmiten vesiensuojeluun liittyviä kysymyksiä. Pintavesien kohdalla puhutaan vesistöjen nuhraantumisesta, jota esiintyy voimaperäisesti viljellyillä alueille jokilaaksoissa ja muuallakin missä pellot rajoittuvat suoraan vesistöihin. Kun jätetään teollisuuden osuus pois tiedetään maatalouden ja yhdyskuntien olevan suurinpiirtein yhtäsuuret vesien kuormittajat. Näin on pintavesien osalta. Pohjavesien kohdalla tilannetta ei näin tarkoin tunneta, koska tältä kannalta ei asioita ole riittävästi tutkittu. Ravinteiden käyttäytymisestä ja liikkumisesta maaperässä on olemassa tutkimustuloksia, mutta esim. patogeenien mikro-organismien ja kasvinsuojeluaineiden kulkeutuminen ja joutuminen pohjavesiin asti on osittain hämärän peitossa.

Maatalouden pohjavedelle aiheuttamat riskit

Väkilannoitus

Väkilannoitteiden käyttö on jatkuvasti noussut. Viime vuosina käytönmäärien lisääntyminen on tosin hinnannousujen yms. syiden vuoksi hidastunut. Tanskaa lukuun ottamatta olemme muiden pohjoismaiden kanssa ravinteiden keskimääräisessä käytössä samalla tasolla, selvästi jäljessä muusta Euroopasta mutta selvästi edellä muuta maailmaa.

Viime vuonna Suomessa käytettiin lannoitteita yhteensä 1 160 milj. kg. Hehtaaria kohden ravinteita tuli yhteensä 159 kg, josta typpeä 82 kg, fosforia 28 kg ja kalia 49 kg. Kalkkia (CaO:na) käytettiin 141 kg/ha. Pohjavesien likaantumisen kannalta ravinteista merkittävin on typpi.

Lannoitteissa lisättyjen samoin kuin maan luontaistenkin ravinteiden huuhtoutumisalttius riippuu mm. siitä, miten voimakkaasti ne pystyvät sitoutumaan maahan. Tehokas pidättyminen vähentää huuhtoutumista, mutta samalla ravinteiden käyttökelpoisuus kasveille alenee. Tästä seuraa, että tällaiset ravinteet pyrkivät rikastumaan pintamaahan, jota pintavirtailu- ja tulvavedet voivat kuljettaa mukanaan vesistöihin. Liuenneiden ravinteiden kulkeutuminen pohja- ja ojavesiin alkaa, kun ne ovat uuttuneet juuriston alapuolelle eivätkä ole enää kasvien saatavilla.

Huuhtoutuminen edellyttää luonnollisesti paitsi runsaita sateita myös sitä, että maa läpäisee vettä. Näin ollen esim. routaantuneessa maassa sitä ei voi tapahtua. Karkeista maista sateet huuhtovat ravinteita tehokkaammin kuin hienojakoisista maista. Tiiviit tai tiivistyneet hiesu- ja savimaat läpäisevät vettä huonosti ja niissä huuhtoutuminen on paljon epätodennäköisempää, mutta ne liettyvät helposti ja ovat alttiita pintavirtailuvesien aiheuttamalle syöpymiselle.

Eri maalajeilla ovat lannoitukseen liittyvät vesiensuojeluongelmat erilaisia. Nitraattimuodossa oleva typpi ei pidäty maahan, vaan liikkuu helposti maan veden mukana. Fosfori pyrkii pidättymään suomalaisissa happamissa maissa tiukasti. Sitoutumisen tehokkuus tosin vaihtelee: savimaissa pidättyminen on nopeaa ja voimakasta, kun taas turvemaiden se on varsin heikkoa. Näin ollen karkeilla kivennäismailla on typen helppo huuhtoutuminen ja hienojakoisilla mailla fosforin kulkeutuminen pois pellolta eroosioaineksen mukana.

Huuhtoutumisvaaran vuoksi turvemaita lannoitetaan hitaasti liukenevilla fosforilannoitteilla, mutta typpilannoitevalikoimasta vastaava vaihtoehto toistaiseksi puuttuu. Typen kohdalla huuhtoutumisriski on aina olemassa eikä siihen voida ratkaisevasti vaikuttaa lannoitusaineen valinnalla. Kauppalannoitteissa typpi on nitraatti-, ammonium- tai amidimuodossa. Ammoniumtyppi voi pidättäytyä maahiukkasten pinnoille, mutta kosteassa ja lämpimässä maassa se helposti muuttuu nitraatiksi. Sama koskee urean amidityppeä. Nitrifikaatio on lisäksi vilkkainta samoissa olosuhteissa, jotka ovat useimpien kasvien kasvun kannalta suotuisimmat.

Karjanlanta

Eloperäisen aineksen kuten humuksen, kasvinjätteiden ja karjanlannan orgaaninen typpi on suhteellisen hyvin turvassa huuhtoutumiselta, mutta kasvit eivät pysty sitä sellaisenaan käyttämään. Hajotuksessa mineralioituva typpi joutuu mukaan aivan samoihin mikrobiologisiin prosesseihin kuin lannoitteiden typpi.

Suomessa sattuu vuosittain useita huolimattomasta lannan varastoinnista tai käsittelystä aiheutuneita pohjaveden pilaantumistapauksia. Useimmat näistä ovat oman tai naapurin kaivon likaantumisia. Maa- ja kallioperässämme on runsaasti pieniä pohjavesialtaita. Näiden keskinäinen yhteys on kuitenkin olematonta, joten likaantumisilmiöt ovat yleensä paikallisia.

Yhdyskuntien (yli 200 asukkaan) vedenhankinnan kannalta ainoastaan pieni osa pohjavesialueista kuuluu ehdottomasti suojeltaviin kohteisiin. Talokohtaiset vedenottopaikat eivät siis sisälly tähän.

Pohjaveden likaantuminen riippuu likapäästön laajuuden, laadun ja keston lisäksi suuresti maaperän tiiviysasteesta. Kallioruhjeet, moreenimaat ja hiekka- ja soramaat läpäisevät lika-aineita helposti ja nopeasti. Kuitenkin esim. vuotavan lietelantalan tai virtsakaivon läheisyydessä olevat kaivot ovat vaarassa oli maalaji mikä hyvänsä.

Myöskin lantalan tai lietevaraston sijoituspaikan korkeussuhteilla on merkitystä.

Karkeilla maalajeilla lannan sisältämät ravinteet, etenkin typpiyhdisteet, kulkeutuvat varsin pitkälle. Sen sijaan patogeenit bakteerit jäävät maaperään hyvin läpäisevissäkin maissa verraten lyhyen matkan sisällä.

Tärkeimpiä pohjaveden muodostumisalueita ovat harjut, joista osa on täysin näkymättömissä maan alla. Tällaisetkin harjut seurailevat yleensä laaksojen reunoja ja ovat arkoja pohjaveden likaantumiselle.

Vesihallituksessa tehdään parhaillaan tärkeiden pohjavesialueiden tarkennettua inventointia. Siinä selvitetään vedenhankinnan kannalta tärkeät pohjavesialueet, vedenottopaikat ja niiden suojeleminen 200 asukkaan taajamaan asti. Kussakin kunnassa tulee olemaan kartta pohjavesialueista ja yksityiskohtaisemmat tiedot erikseen kustakin alueesta. Kaikki pohjavesialueet eivät suinkaan ole ns. tärkeitä alueita, mutta liikaavaa toimintaa on tietenkin vältettävä niilläkin.

Jos lietteen levittäminen pelloille tai muille käyttöalueille suoritetaan huolellisesti ja ohjeita noudattaen ovat pohjaveden saastumisriskit hyvin pienet. Lietteen varastointi varsinkin pelkällä maapohjalla sen sijaan aiheuttaa varsinkin läpäisevillä maalajeilla hyvin suuren riskin. Nämä ongelmat ovat kuitenkin jo varastojen suunnitteluvaiheessa asiantuntijoita käyttäen hyvin hallittavissa.

Kasvinsuojeluaineet

Myös kasvinsuojeluaineiden käyttö on tasaisesti lisääntynyt. Viime vuonna näiden myynnin arvo oli yhteensä 114,1 milj. mk. Kauppavalmisteina näitä aineita myytiin 4 646 tonnia, joka määrä sisälsi tehoaineita 2 152 tonnia. Valtaosan, eli 1 711,5 t, (80 %), tehoaineesta muodostivat maatalouden rikkakasvintorjuntaan käytetyt aineet. Muu osuus (20 %) muodostuu kasvitautilien, tuhoeläinten, hyönteiskarkotteiden ja kasvinsäätöaineiden käytöstä. Näiden aineiden joutumisesta ja vaikutuksista varsinkaan pohjavesiin ei maassamme ole tutkimustuloksia. Normaalissa maanviljelykäytössä tämän riskin voi kuitenkin olettaa olevan hyvin pienen. Sen sijaan metsätalouksikäytössä läpäisevillä maalajeilla harjualueilla ja taimitarhoissa riski saattaa olla huomattava. Tämän koko ongelman tutkimus olisi sikin korkeista kustannuksista huolimatta saatava mitä pikimmin käyntiin.

Maatalouden keinot pohjavesien likaantumisen pienentämiseksi

Typpi on nitraattimuodossaan herkimmin huuhtoutuva aine. Sen sijaan ammoniumtyppi, joka on myöskin kasveille käyttökelpoinen, ei juuri huuhtoudu. Väkilannoitteissa typpi on useimmiten kummasakin muodossa. Kuitenkaan antamalla typpi pelkästään ammoniumina

ei huuhtoutumista voida estää, sillä ammonium muuttuu maassa nitraatiksi. Tätä muuttumista ehkäiseviä aineita on kehitetty, mutta maassa ne eivät ole osoittautuneet tehokkaiksi.

Vesiensuojelun kannalta myös pohjavesien osalta voidaan sijoituslannoituksen läpimurrolla sanoa olevan huomattavaa merkitystä. Tällä menetelmällä tulevat ravinteet nopeammin ja varmemmin kasvien käyttöön kuin pintaan levitettäessä. Myös oikeaan aikaan suoritettu sadetus parantaa varsinkin typen hyväksikäyttöastetta, samoin yleensäkin lannoitustoimenpiteiden oikea ajoittaminen. Lannoitusaineet tulisi levittää mahdollisimman lähellä sitä ajankohtaa, jolloin kasvi tarvitsee niiden sisältämiä ravinteita. Esimerkiksi syysviljojen lannoittaminen typellä syksyllä saattaa olla jopa tarpeetonta. Syysvehnä sitoo syksyllä typpeä suhteellisen vähän, 10-15 kg/ha, öljykasvit hieman enemmän, 30-40 kg/ha.

Maanparannuksen jääminen lapsipuolen asemaan on viimeaikaisen viljelytekniikan vinosuuntausta ja haitallista kehitystä myös vesiensuojelun kannalta. Maan fysikaalisten ominaisuuksien parantaminen on ensiarvoista eroosion torjunnassa ja huuhtoutumistappioiden vähentämisessä. Monet tekijät ovat varmasti vaikuttaneet esim. siihen, että mudan ajamisesta pelloille on luovuttu. Karjattoman talouden yleistyessä joudutaan kenties harkitsemaan tämän käytännön elvyttämistä. Karjanlannan poisjäämisen suurin vaara piilee siinä, että samalla tavallisesti myös nurmien suhteellinen ala pienenee. Jos noin 30 % peltoalasta on nurmena, ei maan multavuuden ja rakenteen hoito anna aihetta huoleen.

Karjatiiloilla on ongelmana peltoviljelyssä lanta ja nautakarjatiiloilla myös säilörehun puristemehu. Niiden kohdalla voidaan yleisesti todeta, että kaikki toimenpiteet, jotka parantavat näiden sivutuotteiden sisältämien ravinteiden hyväksikäyttöä, vähentävät ravinnetappioita pellossa ja samalla pienentävät vesistöjen kuormittumisriskiä. Tämän perusteella vain viljelyssä oleva pelto on oikea sijoituspaikka. Kesannointi lisää aina ravinteiden huuhtoutumista, ja erityisen suuriksi ravinnetappioiden on todettu muodostuvan karjanlannalla lannoitetuilla kesantomaille.

Vesistöjen kannalta kuivalantajärjestelmä on varsin turvallinen ja helposti hallittavissa. Kiinteän lannan käyttö voidaan järjestää suhteellisen joustavasti sääsuhteiltaan poikkeuksellisinakin vuosina, koska lantaa voidaan suuremmitta haittoitta varastoida talven aikana pelloilla "pattereissa". Lietelantajärjestelmän etuna työtekniesten seikkojen lisäksi on se, että lannan sisältämät ravinteet saadaan paremmin talteen. Haittoina voidaan mainita varastointiin ja käyttöön liittyvät riskit.

Säilörehun puristemehu voidaan kannattavalla tavalla hyödyntää käyttämällä sitä lannoitusaineena. Ominaisuuksiltaan se sopii hyvin nurmien lannoitukseen. On lisäksi syytä muistaa, että nurmet ja juurikasvit pystyvät käyttämään hyväkseen suurempia ravinnemääriä kuin viljakasvit. Tästä seuraa, että mitä suurempi nurmiala on, sitä vähemmän karjatalouden sivutuotteiden käytössä on ongelmia.

Pohjavesien suojelun kannalta sekä lannoitus- että kasvinsuojelua-aineiden järkevä ja kohtuullinen käyttö on tärkeää. Tärkeillä pohjavesialueilla ja vedenottamoiden suojavyöhykkeillä ollaan tulevaisuudessa pakotettuja menemään jonkinlaisiin käytön rajoituksiin tai jopa käyttökieltoihin. Vesihallitus antaa näistä asioista jatkuvasti valvontaohjeita, joita vesipiirit paikallisiin olosuhteisiin soveltaen noudattavat. Maa- ja metsätalousministeriö on asettanut maatilatalouden vesiensuojelutoimikunnan, jonka on saatava työnsä valmiiksi 31.3.1983 mennessä. Toimikunnan tehtävänä on selvittää maatilatalouden vesiensuojelutoimenpiteitä ja niiden toteuttamiseksi tarvittavia lainsäädännöllisiä, hallinnollisia ja taloudellisia keinoja sekä laatia ehdotus tarvittavista toimenpiteistä.

HAVAINTOJA JÄTEVESISADETUKSEN VAIKUTUKSESTA
TAPAUS RENKO

- Rengon pohjavesialueen, jolla sijaitsee kirkonkylän taajama, muodostaa suuri kallioperän ruhjevyöhykkeeseen syntynyt pitkittäisharju. Ruhjeessa kulkee harjun ohella Renkajoki siihen liittyvine pitänomaisine järvineen. Yleisesti ottaen vallitsevana on hiekkavaltainen aines. Harju kerää vettä ympäristöstään - purkautumista tapahtuu Renkajokeen sekä alueen järviin.
- Kunnalla on 2 pohjavedenottamo tällä pohjavesialueella.
- Renko on vanhaa maanviljelysaluetta. Kirkonkylän tuntumassa harjoitetaan voimaperäistä peruna- ja juurikasviljelyä. Salaojissa on pelloista runsaat 80 %.
- Taajaman läheisyydessä on perunajauhotehdas, joka on aloittanut toimintansa v. 1975. Sen jätevedet sadetetaan metsään ja pelloille.
- Tehtaan sadetusten johdosta vaadittiin tehdasta suorittamaan pohjavesitarkkailua, lähinnä kaivoista. Tarkkailu aloitettiin syyskuussa 1979. Samalla kiellettiin sadetamasta pohjavesialueelle tai sen reuna-alueille.
- Vesipiiri tutki vuonna 1977-78-79 yli 40 kaivon vesien laatua alueella.
- Alueella oli tehty v. 1974 kaivotutkimus, siis ennen sadetusten aloittamista, joka käsitti 9 kaivoa. Kaivojen NO_3 arvot ka 25,4, minimi < 1,0, maksimi 92 mg/l.

Kaivoissa, joissa NO_3 arvo oli korkea, muut arvot olivat "normaalit".

Kun taas kaivoissa, joissa NO_3 arvo oli < 4,8 mg/l oli bakteeripitoisuus ja muut tyyppiyhdisteet selvästi kohonneet.

- Tarkkailun aikana näitä samoja kaivoja tutkittiin ja 28.4.1980 voitiin todeta viidessä kaivossa NO_3 pitoisuuden kohonneen, kahdessa laskeneen ja kahdessa pysyneen ennallaan. Kaivot edustivat sadetusalueen kaivoja. Tällöin oli NO_3 pitoisuus: ka 21, maksimi 50 ja minimi $< 1,0$ mg/l.
- Tarkkailun ja vesipiirin tutkimusten perusteella ei ole voitu tehdä johtopäätöksiä sadetuksen vaikutuksen suuruudesta.
- Tutkimusten yhteydessä on havaittu Rengossa korkeita NO_3 pitoisuuksia alueilla, joilla ei ole koskaan sadetettu, mutta sen sijaan alueet ovat olleet tyypillisiä juurikasviljelyalueita.
- Vesipiirille olisi hyvin tärkeää saada selvä kuva maanviljelyksen, sadetuksen ja muun kuormituksen vaikutuksesta pohjaveden laatuun, koska vesipiiri joutuu antamaan neuvoja ja ohjeita. Nykyisten ongelmien laajuus pitäisi voida selvittää ja luonnollisesti ne toimenpiteet, joilla voidaan turvata haja-asutusalueellekin kunnollinen vesihuolto.

HAVAINTOJA LIETTEIDEN LEVITYKSEN VAIKUTUKSISTA

Jätevedenpuhdistamoiden lukumäärän kasvun myötä myöskin jätevesilietteiden määrä on luonnollisesti noussut. Asumajätevesilietteiden hyötykäyttöä on samanaikaisesti pyritty tehostamaan kuitenkin siten, että ympäristön pilaantuminen pystytäisiin mahdollisimman hyvin välttämään. Tämän suuntaista koetoimintaa on Suomessa tehty verraten vähän.

Koska asumajätevesilietteet vastaavat monessa suhteessa karjanlantaa, pyritään jätevesilietteiden maatalouskäyttöä lisäämään, etenkin sellaisilla alueilla missä ei esiinny puhdistamojen piirissä teollisuutta eikä näin ollen ilmene raskasmetalliongelmia.

Vesiviranomaiset ja Maatalouden tutkimuskeskus ovat käynnistäneet Pohjois-Karjalassa Liperissä kenttäkokeen, missä selvitetään Liperin kk:n ja Ylämyllyn taajaman jätevesilietteen levittämisen ympäristökysymyksiä savimaalle. Vesiviranomaisten tehtävänä on selvittää lietteiden levityksestä aiheutuvien ravinteiden, orgaanisen aineen, hivenaineiden ja raskasmetallien ja bakteerien huuhtoutumista pinta- ja salaojien kautta sekä suotautumista maa- ja pohjavesiin. Maatalouden tutkimuskeskus puolestaan selvittelee lietteen vaikutuksia viljakasvien satoisuuteen, mahdollisia raskasmetallikertymiä kasveihin ja maaperään. Lietteen levitysmäärä oli 20 tn/ha kuiva-aineena laskettuna, mikä on lääkintöhallituksen tämän hetkinen ohje 5 v välein tehtynä, ellei raskasmetalliongelmia esiinny.

Kentän rakenne ja tehdyt toimenpiteet ilmenevät kuvasta 1.

Tuloksissa käsittelen lyhyesti lähinnä maavesinäytteissä todettuja veden laadun muutoksia, sekä vertailen niitä alueen varsinaisiin pohjavesituloksiin. Selvimmät muutokset todettiin levityskeväänä maavesinäytteiden ammoniumtypen- ja nitriittipitoisuuksien nousuna. Nitraattitypenpitoisuudet eivät

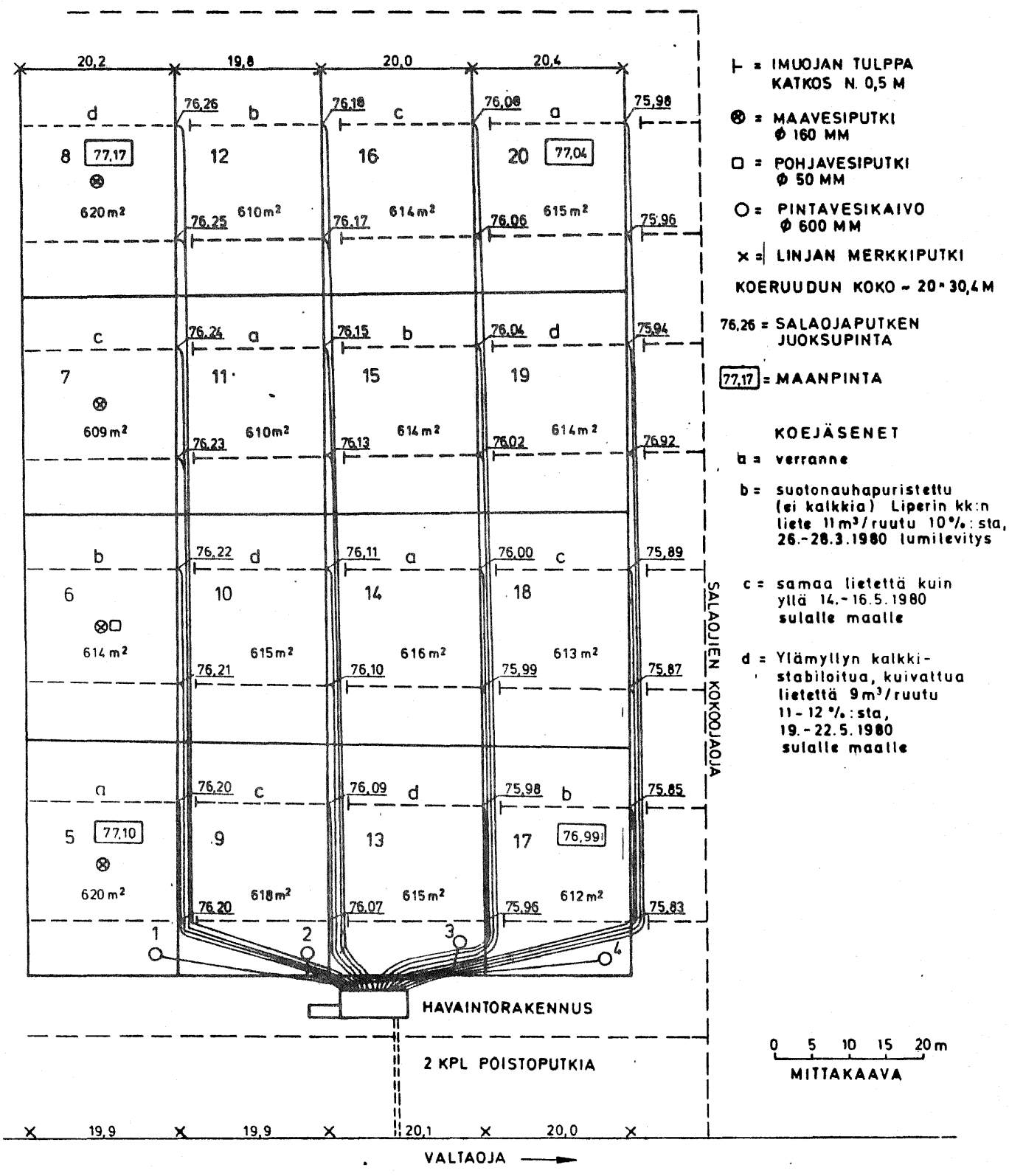
levityskeväänä vielä nousseet merkittävästi. Tämä tapahtui vasta seuraavana syksynä (kuva 2). Ammoniumtypen pitoisuudet laskivat kevään jälkeen nopeasti, eikä uutta huippua todettu. Korkeat nitraattityypen pitoisuudet maavedessä selittyvät nitraattityypen mobilisaatiolla. Nitraattityppi seuraa vedenpinnan korkeusvaihteluja (Lind 1978). Nitraattityypen pitoisuuksiin maavedessä, vaikuttaa huomattavasti sadanta, haihdunta, maan laatu (paitsi vertikaalisesti myös horisontaalista liikkumista voi tapahtua) sekä viljelykasvi ja viljelytapa mm. (Lind 1978). Nitraattityypen kulkeutuminen savi- maassa syvemmälle pohjaveteen ei näytä näiden tulosten valossa todennäköiselle.

Kuvassa 3 kokonaisfosforipitoisuuksien vaihteluista eri tavoin käsiteltyjen ruutujen maavesinäytteissä.

Liperin kokeessa pyrittiin selvittämään myöskin eräiden bakteerien esiintymistä levitetyssä lietteessä, maanäytteissä sekä pinta-, salaoja- ja maavesissä. Määritettävänä olivat fekaaliset coliformiset bakteerit, fekaaliset streptokokit ja Clostridium perfringens, viime mainittu ei vesinäytteistä. Lietteiden bakteeripitoisuudet ilmenevät kuvasta 4 ja maanäytteistä kootut tulokset (kuva 5). Lietteiden levityksellä ei todettu vaikutuksia pinta-, salaoja- eikä maavesien bakteeripitoisuuksiin näin pieni mittakaavaisesti (lähinnä esikoealuonteisesti) suoritettuna. On syytä kuitenkin korostaa, että kevät 1980 oli varsin kuiva ja ilman lämpötilamuutokset nopeita, millä on saattanut olla vaikutusta ko. tuloksiin.

Pohjois-Karjalan vesipiiri selvitteli aiemmin 23.11.1973 - 19.4.1974 kenttäkokeena karjan lannan huuhtoutumista ja kulkeutumista pohjaveteen hiekkamaalla. Levitys suoritettiin Kesälahdella 7 hehtaarin alueelle. Karjan lietelantamäärä oli 500 tn nestemäistä lietettä, mikä vastaa 70 tn/ha kuivaainetta. Pohjavesi oli noin neljän metrin syvyydessä. Alueen keskelle oli rakennettu pohjavesiputki. Seuraavia määrittämiä tehtiin: lämpötila, sähkönjohtavuus, pH, kemiallinen hapentarve, kokonaistyyppi, kokonaisfosfori ja kloridit. Merkittävimmät muutokset pohjaveden laadussa voitiin todeta kokonaistypen ($600 \mu\text{g N/l} \rightarrow 34210 \mu\text{g N/l}$), kokonaisfosforin

(27 → 540 µg P/l) ja kloridin (1,6 mg Cl/l → 47,1 mg Cl/l) osalla. Johtopäätöksenä tästä kokeesta todetaan, että käytetty karjan lantamäärä aiheutti pohjaveden pilaantumista hiekkamaalla.



Kuva 1. Liperin jätevesilietteen koekenttä.

Professori Arvo Laamanen
Kuopion korkeakoulu

PAATTOVIRKKEET

Vesien ja vesivarojen tutkimus on erinomainen esimerkki niistä tarpeista, joita nopea ja syvälle ulottunut viime vuosikymmenien ja vuosien teknistaloudellinen ja yhteiskunnallinen kehitys on aiheuttanut. Kuten pääjohtaja Simo Jaatinen avajaissanoissaan mainitsi, vesivarojen tutkimus on Suomessa kiistatta kansainvälisesti vertailukelpoista ja korkeatasoista. Eräs syy tähän on ennakkoluulo tai asenne, jolla ei ole perinteiseen tapaan eriydytty biologiaan, epäorgaaniseen ja orgaaniseen kemiaan, fysiikkaan jne, vaan on kehitetty näiden perustieteiden saavutuksia sovellutuksina veteen kaikilla tärkeillä osa-alueilla. Vesitutkimuksessa, jos missä, ovat raja-aidat mainitsemieni, klassisten tieteenalojen väliltä alun alkaenkin joko kaatuneet tai kaadettu.

Kuopion korkeakoulu on olemassaolonsa alkuvaiheista saakka korostanut moni- ja yhteistieteistä sekä poikkitieteellistä toimintamalliaan. Suomen kaltaisessa pienessä maassa on lisäksi pyrittävä käyttämään yliopistojen ja korkeakoulujen tieteellistä varantoa ja teknisiä resursseja järkevästi ja oikein. Tämä edellyttää erityisesti "Korkeakoulu palvelussessanne" -asennetta niin tuotantoelämään kuin ympäröivään yhteiskuntaankin. Korkea-asteisesti koulutetuilla on nykyään poikkeukselliset mahdollisuudet kansainväliseenkin tiedonvaihtoon, ulkomailla saatujen tulosten seurantaan, koko laajuudessaan ja syvyydessään. Nykyaika, jos mikä edellyttää tutkijatasoa kiinteää ja saumatonta yhteistyötä alan keskushallinnon kanssa niin hyvin tietojen vaihdossa kuin aineiston hankkimisessa jne.

Tämä VESIPÄIVÄ on mielestäni erinomainen avaus oikeaan suuntaan. Se osoittaa, millaisiin tutkimus- ja sovellutustuloksiin on kahdella tärkeällä vesisektorilla päästy ja mihin tulevan tähtäykset on suunnattu. Yhteiskunta- ja elinkeinoelämä on sijoittanut miljardeja "vesiensuojelun vuosikymmenellä" projekteihin, joiden tarkoituksena on voittaa kamppailu vesien pilaantumista ja saastumista vastaan. Millaista korkoa nämä sijoitukset ovat tuottaneet vesien laadussa, siihen antaa ainoastaan riittävä tutkimus vastauksen. Nykyaikaiset mahdollisuudet on käytettävä, laiminlyönteihin ei mielestäni ole millään intressisuunnalla varaa.

Käsiteltyjen teemojen anti on ollut erinomainen. Keskusteluissa on löydetty vastaukset tehtyihin kysymyksiin sekä on todella päästy sananmukaisesti pohjavesiin saakka pintaa syvempääkin unohtamatta. Samalla on selvinnyt niitäkin haasteita, joita tulevaisuus meille itsekullekkin niin tämän tilaisuuden järjestäjille kuin teille arvoisille osanottajillekin on antanut. Yksi selvitetty ongelma tuo muassaan yhdeksän ratkaisuntarpeessa olevaa, niinhän on tapana sanoa.

Tämän olemme tänäänkin konkreettisesti kokeneet. Eräs antiikin aforismeista kuului: "Et voi astua kahdesti samaan jokiveteen, sillä uutta vettä virtaa koko ajan ohitsesi." Mietitäänpä tätä, mitä se merkitsee itsellekin.

En varmaankaan ole kovin paljoan asian ohessa, jos totean, että tämä päivä virikkeisti meitä, oli kaikinpuolin onnistunut ja antoi kosolti eväitä niin hyvin vesitutkimuksen kuin muunkin alan yhteistyön kehittämiseen.

Tilaisuus on päättynyt!

